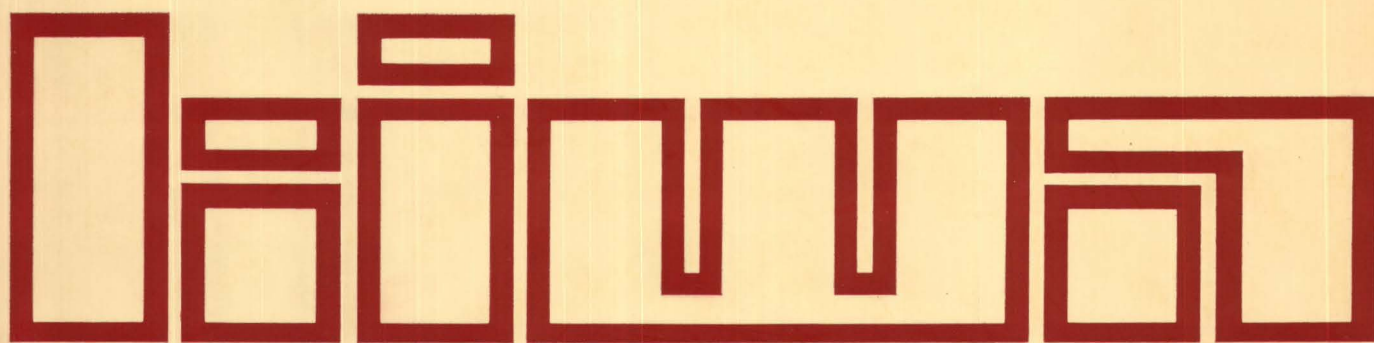


mededeling
nr. 41

putinfiltratie
met drinkwater
te 's-gravenhage



keurings
instituut
voor
waterleiding
artikelen
kiwa n.v.

PUTINFILTRATIE MET
DRINKWATER
TE 's-GRAVENHAGE

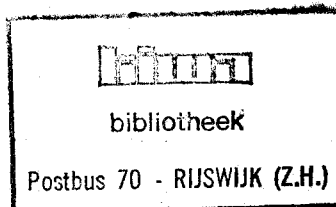
door

Hydrologie:	ir. T.N. Olsthoorn	(KIWA)
	ir. H. Tuinzaad	(DWL)
Chemie:	ir. C.G.E.M. van Beek	(KIWA)
	ir. J. van Puffelen	(DWL)

Mededeling nr. 41 van het KIWA

Rapport van de
Werkgroep Persputten

628.112.3:628.1.033(492*2000)



Rijswijk, augustus 1975

INHOUD

	Pag.
SAMENVATTING	6
SUMMARY	14
1 INLEIDING	21
1.1 Persputten voor kunstmatige infiltratie	21
1.2 Noodzaak en nut van het persputten onderzoek	23
1.3 Doel van het onderzoek	24
1.4 Organisatie en uitvoering van het onderzoek	25
1.5 Samenstelling van de Werkgroep Persputten	26
1.6 Voorgaand onderzoek van de Werkgroep	27
2 SITUATIE EN UITGANGSGEGEVENS	29
2.1 Lokatie van de proefopstelling	29
2.2 Opbouw van de bodem rond de put	29
2.2.1 Geologische opbouw van de bodem ter plaatse	29
2.2.2 Geo-hydrologische opbouw van de bodem ter plaatse	30
2.3 Oorspronkelijke stromingssituatie ter plaatse	31
2.4 Herkomst en kwaliteit van het infiltratie- water	31
2.4.1 Herkomst en voorbehandeling van het infiltra- tiewater	31
2.4.2 De kwaliteit van het infiltratiewater	32
3 INRICHTING VAN DE PROEF	33
3.1 Overzicht van de proefopstelling	33
3.2 Inrichting van de infiltratieput	33
3.2.1 Wateraanvoer, -invoer en -kontrole	33
3.2.2 Konstruktie van de put	35
3.2.3 Peilbuizen bij de put	35
3.3 De overige waarnemingsmiddelen	36
3.3.1 De oude waarnemingsput CC	36

VERVOLG INHOUD

	Pag.
3.3.2 De nieuwe waarnemingsput HT	36
3.3.3 De oude puttenserie H	37
3.3.4 De oude en nieuwe peilput 7	37
3.4 Hydrologische en chemische waarnemingen	37
3.4.1 Waarnemingen voor de inbedrijfname	37
3.4.2 Waarnemingen tijdens de infiltratieproef	38
4 WEERSTANDSTOENAME DOOR VERSTOPPING	40
4.1 Weerstandstoename van putfilter, omstortingen en formatie	40
5 KONTINUE KONTROLE VAN HET INFILTRATIEWATER	43
6 VERANDERINGEN IN DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET GEINFILTREERDE WATER	45
6.1 Inleiding	45
6.2 Chemische analyse van kunstmatig geïnfiltreerd water	46
6.2.1 Monsternamen	46
6.2.2 Chemische analyse	46
6.3 Bespreking van de analyseresultaten	47
6.4 Verwerking van de analyseresultaten	49
6.5 Interpretatie van de analyseresultaten	54
6.6 Konklusie	57
6.7 Verder onderzoek	58
7 VERBREIDING VAN HET GEINFILTREERDE WATER	61
7.1 De reistijd van het geïnfiltreerde water	61
7.2 Theoretische verbreiding van het geïnfiltreerde water	63
8 KONKLUSIES EN VERWORVEN INZICHT	68
9 VOORTZETTING VAN HET ONDERZOEK	72

VERVOLG INHOUD

	Pag.
LITERATUURLIJST	74

FIGUREN:

1. Verbreiding van het geïnfiltreerde water na 2 jaar infiltratie en situatie bij terugwinning	65
--	----

TABELLEN:

1. Gemiddelde samenstelling van het Lekwater en het drinkwater in 1974	32
2. Gemiddelden en standaardafwijkingen van de chemische analyses van 28 februari t/m 1 mei 1974	50
3. Berekende t-waarden tussen de DIP en ieder van de beschouwde waarnemingsputten en tussen de waarnemingsputten onderling	51
4. Verschillen tussen de gemiddelden van de respektievelijke waarnemingsputten en de DIP met de bijbehorende standaarddeviaties	53
5. Vergelijking van theoretische en gemeten reistijd van het ingevoerde water	62
6. Vergelijking tussen theoretische reistijden voor het geval dat wel en dat geen basisstroom aanwezig is	66

BIJLAGEN:

1. Situatie rond de Drinkwater-Infiltratie-Put	77
2. Lithologie van de ondergrond rond de D.I.P.	78
3. Situatie rond de D.I.P., vertikale doorsnede	79
4. Overzicht wateraanvoer naar de put	80
5. Invoer van het water in de put	81
6. Konstruktie van de put	82
7. Verloop van de weerstand; stijghoogteverschil tussen de omstorting en de waarnemingsput CC26	83

VERVOLG INHOUD

	Pag.
8. Weerstandsverloop van het glasvezelpapier	84
9. Lokatie van de verstopping	85
10. Verloop van de relatieve weerstand (weer- stand bij een debiet van 1 m ³ /h)	86
11. Temperatuurverloop van het Lekwater en het drinkwater	87
12. Aankomst van het ingevoerde water bij put H10 op 87m afstand van de put	88
13. Verloop van het elektrisch geleidingsvermogen in μ S/cm met de tijd: voor de inlaat, om- storting en de aangegeven waarnemingsfilters	89
14. Verloop van de chlorideconcentratie in mg/l met de tijd: voor de inlaat, de omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters	90
15. Verloop van de bikarbonaatconcentratie in mg/l met de tijd: voor de inlaat, omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters	91
16. Verloop van de sulfaatconcentratie in mg/l met de tijd: voor de inlaat, omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters	92
17. Verloop van de nitraatconcentratie in mg/l met de tijd: voor de inlaat, omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters	93
18. Verloop van de calciumconcentratie in mg/l met de tijd: voor de inlaat, omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters	94

SAMENVATTING.

In het duingebied van Den Haag wordt sedert 29 maart 1973 drinkwater (zie tabel 1) via een put geïnfiltreerd. (zie bijlage 1) Dit rapport beschrijft de proefnemingen die werden verricht en bespreekt de resultaten die zijn verkregen in de periode tussen 29 maart 1973 en 22 april 1975. In deze proefperiode werd, behoudens enkele kort durende onderbrekingen, continu geïnfiltreerd. Het debiet bedroeg hierbij gemiddeld $37 \text{ m}^3/\text{h}$. Gedurende deze proefperiode is 663840 m^3 water geïnfiltreerd.

De proefnemingen zijn opgezet en uitgevoerd door de Duinwaterleiding van 's Gravenhage, onder auspiciën van de Werkgroep Persputten van het KIWA. De Werkgroep, waarin waterleidingbedrijven, industrie en overheidsdiensten samenwerken, had reeds eerder een persputproef gedaan.

Zij had van maart 1970 tot februari 1974 ca. $150\,000 \text{ m}^3$ voorgefiltreerd rivierwater geïnjecteerd in een oude winningsput op het terrein van Hoogovens IJmuiden B.V.. Gezien het voor dit soort proeven relatief hoge gehalte aan zwevende stof van dat infiltratiewater kan, ondanks het frequent schoonpompen van die put, van een positief resultaat worden gesproken.

De hier besproken injectieproef in Den Haag beoogt, naast de voorgaande proefnemingen met slibhoudend water, te onderzoeken of het beste water dat ter beschikking staat, namelijk het drinkwater, via een put geïnfiltreerd kan worden, zonder dat verstoppingsproblemen optreden. Hiernaast wordt, met het oog op de terugwinning van het geïnfiltreerde water, veel aandacht besteed aan de veranderingen in chemische samenstelling die dit water tijdens zijn reis door de bodem ondergaat. Ook de wijze

waarop het ingevoerde water zich in de ondergrond verbreidt is in het rapport beschreven.

De infiltratie vindt plaats in een watervoerend pakket van Pleistocene oorsprong, dat zich ter plaatse bevindt tussen 20m en 53m beneden NAP en zowel aan de bovenzijde als aan de onderzijde door slecht doorlatende kleilagen wordt begrensd. Dit pakket met semi-spanningswater bestaat voornamelijk uit matig grove tot grove zandlagen. (zie bijlage 2)

Om op voldoende plaatsen stijghoogtewaarnemingen te kunnen doen en monsters ten behoeve van het chemisch onderzoek te kunnen nemen zijn op verschillende plaatsen en dieptes peilbuizen aangebracht. Bovendien is de put op een zodanige plaats geslagen dat tevens van een aantal peilbuizen gebruik kan worden gemaakt dat reeds ter plaatse aanwezig was. (zie bijlage 3)

De put heeft een filter (PVC) van 19,6m lengte dat zich bevindt tussen 25m en 44,6m beneden NAP. De ruimte tussen de boorgatwand en het putfilter is vanaf 1 m beneden het filter tot 1 m erboven gevuld met grind (1,5-2,5mm). (zie bijlage 6). Het resterende deel van de open ruimte tussen de boorgatwand en de stijgbuis van de put is met het opgeboorde formatiemateriaal opgevuld, doch waar kleilagen waren doorboord zijn deze hersteld. In deze ruimte zijn een vijftal peilbuizen aangebracht, drie ervan bevinden zich in de omstorting en twee bevinden zich op geringere diepte, boven de afsluitende kleilaag op 20m -NAP.

Het infiltratiewater wordt door middel van een valpijp in de put gevoerd. (bijlage 5). Deze pijp, met een diameter van 110 mm, loopt binnen de stijgbuis van de put door tot op een diepte van 4 m beneden NAP, en eindigt hiermee ruim beneden de laagste grondwaterstand die ooit

ter plaatse werd gemeten. Deze buis is aan de onderzijde voorzien van een caliberplaat (zie bijlage 5 en 6), waarmee een groot deel van de waterleidingdruk wordt gesmoord. Op deze wijze worden onderdrukken in het vallende water voorkomen. Deze onderdrukken zouden tot ontgassing van dit water aanleiding kunnen geven, waarna de gevormde belletjes de put zouden verstoppem. Tevens worden op deze manier de debietvariaties die ontstaan ten gevolge van fluktuaties van de grondwaterstand en de waterleidingdruk, minimaal gehouden. Met behulp van een afsluiter in de toevoerleiding wordt het gewenste debiet ingesteld. (bijlage 4).

Ten einde het ingaande water op eventueel meegevoerde deeltjes te kontroleren, wordt kontinu een deel van het infiltratiewater (12 l/h) door een bakje met een filter van glasvezelpapier geleid, en een ander deel (520 l/h) door een nylonzakje gevoerd met maaswijdte 30 μm . (bijlage 4). Gedurende de proef bleef het zakje schoon.

Gedurende de bijna 25 maanden lange proefperiode bleef de gekonstateerde weerstandstoename van put, omstorting en formatie van onderschikte betekenis. Ten gevolge van verstopping steeg de waterspiegel in de put in deze periode met slechts 20 cm. (bijlage 7). Uit de stijghoogtewaarnemingen kon worden worden afgeleid, dat het verstoppende materiaal zich buiten de omstorting bevindt, doch binnen een afstand van 6 m rond de put. (bijlage 9). Vermoedelijk echter bevindt het zich direkt op of buiten het grensvlak tussen de omstorting en de formatie. Het dichtstbijzijnde peilfilter bevindt zich op 6 m van de put. Om de verstopping nauwkeuriger te kunnen lokaliseren zijn echter peilfilters op kortere afstanden noodzakelijk.

Tijdens het onderzoek bleek de chemische samenstelling van het geïnfiltreerde drinkwater op zijn weg door de formatie duidelijk te veranderen. Het zuurstofgehalte van het ingaande water bedroeg gemiddeld 8 mg/l. Deze concentratie was echter gelijk aan 0 geworden als het water de eerste peilfilters op 6 m en op 15 m afstand had bereikt. De afname in de pH, het KMnO_4 -verbruik en de nitraatconcentratie en de toename in de sulfaat- en hydrokarbonaatconcentratie was in alle gevallen reeds ter plaatse van deze filters duidelijk. De afname in het T.O.C.-getal en de toename in de calcium-concentratie die werden gesignaleerd bleken statistisch niet significant. (zie bijlagen 13 t/m 18 en tabel 2 t/m 5).

Op grond van de chloridewaarnemingen kon een indruk worden verkregen omtrent de tijd die het geïnfiltreerde water nodig heeft om de peilbuizen te bereiken (tabel 6). De verblijftijden zijn berekend voor die peilbuizen waarvoor deze reistijd in dezelfde orde van grootte lag of kleiner was dan de tijd die verliep tussen twee opeenvolgende monsternemingen; t.w.: de peilbuizen op 6 m en op 15 m van de put. Voor de peilputten op 36,5 m en op 87 m afstand van de put bedroeg deze reistijd globaal respectievelijk 60 en 300 dagen. Aan het eind van de proefperiode had het infiltratiewaterfront de peilput op 187 m afstand nog niet bereikt (zie fig.1); theoretisch zou hiervoor circa 4 jaar nodig zijn.

Een belangrijk deel van de kennis die noodzakelijk is om deze manier van infiltreren succesvol op bedrijfs-schaal te kunnen toepassen is in de afgelopen proefperiode verkregen. Omdat de verstopping onbetekenend is gebleven, zouden reeds nu door injectie van drinkwater

situaties kunnen worden hersteld, waar voorheen door te sterke onttrekking van grondwater het diepe zoute water te hoog is opgetrokken. Bovendien kan reeds nu worden overwogen door drinkwaterinjectie een ondergrondse water-voorraad op te bouwen in tijden dat de drinkwaterafname gering is en tevens over een relatief goede kwaliteit rivierwater wordt beschikt. Door terugwinning van dit water, in tijden dat de omgekeerde situatie zich voordoet, kan de gemiddelde kwaliteit van het drinkwater worden verbeterd (zoutgehalte).

Hiernaast is inzicht verkregen in de veranderingen in de chemische samenstelling van het geïnfiltreerde water die tijdens bodempassage optreden. Deze worden veroorzaakt doordat het ingevoerde water niet in een chemisch evenwicht verkeert met de formatie. De formatie bezit een anaeroob milieu en introductie van aeroob infiltratie-water geeft aanleiding tot een aantal redox-reakties. De gevonden concentratieveranderingen kunnen worden verklaard met het optreden van de volgende processen: oxydatie van sulfide en organisch materiaal door zuurstof en nitraat, en door het in oplossing gaan van kalk. Deze veranderingen zijn tot nog toe zodanig, dat het water bij terugwinning een nazuivering (beluchting, filtratie) zal moeten ondergaan, alvorens als drinkwater te kunnen worden gedistribueerd.

Aangezien sulfide, organisch materiaal en kalk slechts in eindige hoeveelheden in de formatie aanwezig zijn, treedt uitloging van deze stoffen op. Dit betekent dat rondom de injectieput een zône zal ontstaan waarin deze stoffen niet meer zullen voorkomen. Deze zône zal zich steeds verder in de formatie uitbreiden. Dit aspect kan van grote betekenis zijn bij de terugwinning van het ge-

infiltrateerde water. Heeft deze zone zich eenmaal tot een winningsput uitgebreid, dan worden door deze put gelijktijdig verschillende soorten water aangetrokken. Bij chemische "incompatibiliteit" van deze watersoorten zou een ernstige verstopping van de winningsput kunnen optreden. Met name geldt dit waar het de voortschreiding van de aerobe zone betreft en na een bepaalde tijd aeroob geïnjecteerd water te zamen met anaeroob ijzerhoudend grondwater wordt aangetrokken.

Tegen het eind van de proefperiode kon worden geconstateerd, dat dit aspect niet slechts denkbeeldig is: In de peilputten op 6 m en op 15 m afstand van de put werden toen enige milligrammen zuurstof gemeten. Dit was tevoren nog niet voorgekomen.

Voorts is de ondergrondse verbreiding van het geïnfiltrateerde water belangrijk. Meestal is in het watervoerend pakket reeds een stroming voorhanden die niet door de infiltratie wordt teweeggebracht, waardoor deze ondergrondse verbreiding van het geïnfiltrateerde water niet cirkelvormig is. Bij toepassing van dual-purpose-putten (putten die een deel van de tijd als injectieput en een deel van de tijd als onttrekkingsput fungeren) zal in dit geval slechts een gedeelte van het geïnfiltrateerde water kunnen worden teruggewonnen. Vindt de infiltratie plaats in een pakket dat oorspronkelijk zout water bevatte dan moet de onttrekking gestaakt worden, zodra dit zoute water wordt opgepompt. Het niet terugwinbare deel van het geïnfiltrateerde water geldt als economisch verlies. Ook als de infiltratie plaatsvindt in een van oorsprong zoet watervoerend pakket is er sprake van een dergelijk economisch verlies; doch nu behoeft de winning niet onmiddellijk te worden stopgezet. Bij voortzetting van de ont-

trekking wordt ook hier een mengwater aangetrokken, wat onder bepaalde omstandigheden putverstopping tot gevolg kan hebben. (zie boven).

Past men voor de infiltratie en de onttrekking aparte putten toe, dan lijkt het, bij een goede opstelling van de putten, theoretisch mogelijk om al het geïnfiltreerde water terug te winnen. De bodem is echter in de meeste gevallen niet isotroop, maar opgebouwd uit een veelheid van lagen met zowel verschillende doorlaat- als ook chemische eigenschappen. Derhalve is de snelheid waarmee de boven aangeduide zône zich uitbreidt in iedere laag anders. Om deze reden zal ook hier de winningsput gedurende een bepaalde periode een mengwater aantrekken wat wederom tot verstopping van de put aanleiding kan geven.

Naast de verkregen inzichten zijn evenwel nog een aantal vraagtekens blijven bestaan: Hoe zal de nu nog onbetekenende verstopping zich op den duur ontwikkelen? Wat is precies de oorzaak van de verstopping en op welke manier zou zij wellicht geheel zijn op te heffen en te voorkomen?

Ook ten aanzien van het complex van de in de bodem aflopende processen is nog niet het laatste woord gezegd. Met name waar het gaat om de snelheid waarmee bepaalde (fysisch-)chemische "reaktie-fronten" in de bodem oprukken. Bovendien behoeft de ondergrondse verbreiding van het geïnfiltreerde water op een aantal punten nog nader onderzoek.

Om deze nog bestaande leemtes in de kennis omtrent de infiltratie met drinkwater op te vullen worden de proefnemingen nog gedurende een jaar voortgezet. Het in-

filtratiedebiet is evenwel sedert 23 april 1975 verhoogd van 37 m³/h tot 60 m³/h. Hiermee wordt beoogd de processen in de bodem sneller te laten verlopen, teneinde sneller over meer gegevens te beschikken.

Na dit jaar zal het onderzoek moeten worden toegespitst op de terugwinning van het geïnfiltreerde water, want de proef kan niet volledig zijn zonder dat dit aspect voldoende is onderzocht en zoals aangeduid kunnen juist op dit punt vele problemen ontstaan.

SUMMARY

In the dunes of The Hague, drinking water (tabel 1) has been injected via a well since 29th March 1973 (appendix 1). This report describes the investigations carried out and discusses the results obtained in this period between 29th March 1973 and 22nd April 1975. Except for some short interruptions during this period, the drinking water was continuously injected with a quantity of $37 \text{ m}^3/\text{h}$.

During this test period 663840 m^3 of water was recharged. The tests were carried out by the Dune Waterworks of The Hague, under the supervision of the Working Committee on Injection Wells of KIWA (the Testing and Research Institute of the Dutch Waterworks). The Working Committee, in which both waterworks, industries and governmental services cooperate, had carried out an injection well test before. From March 1970 to February 1974 it infiltrated about 150.000 m^3 of pre-filtered river water into an old recovery well on the sites of "Hoogovens IJmuiden B.V." (Steelworks) at IJmuiden.

In view of the relatively high concentration of suspended matter in this water, this result can be considered positive, in spite of the frequent regeneration of that well. Beside this water the injection tests with the drinking water considered here aim at an investigation of the fact whether an injection with the best available water (drinking water) would be possible without any problems due to clogging. Besides, while having a later recovery of the recharged water in mind, much attention was paid to the changes in the chemical composition of the injected water when passing through the underground formations as well as to the underground spreading pattern of the water volume injected.

The injection takes place in a Pleistocene aquifer which is locally situated between 20 and 53 m below mean sea level, and is bordered by poorly permeable clay layers on both the upper and the underside. This aquifer, thus containing semi confined water, mainly consists of moderate coarse to coarse sand layers (appendix 2).

In order to be able to observe the water heads and to take water samples from various locations, observation wells have been placed on several places and at various depths. Moreover, the well has been built on such a place that one can also use a number of such wells that was already there (appendix 3).

The well screen (appendix 5) with a length of 19.6 m, is situated between 25 and 44.6 m below mean sea level. The space between the well screen and the wall of the bore hole has been filled up with gravel (1.5 - 2.5 mm), from 1 m beneath the screen up to 1 m above. The open space left after this operation has been filled up with the formation material bored up. Where present, the impermeable layers have been restored.

In this room between the wall of the bore hole and the well tubing, 5 observation wells have been placed; 3 of them are situated in the gravel pack of the well (appendix 5) and 2 are, located at smaller depths, above the upper clay layer at 20 m below M.S.L. (appendix 3).

The recharge water is led into the well through a tube (diameter 110 mm) which has been extended to 2 m below the lowest groundwater level ever observed on the spot. The lower end of this tube has been provided with a calibration plate in which 8 holes of 10.5 mm (appendix 5) diameter in order to reduce most of the pressure present in the drinking water conduit. In this way pressures below zero are avoided in the

falling water. These negative pressures might give rise to degassification as a consequence of which the well and the surrounding formation can be clogged.

At the same time the quantity variations, due to fluctuations of the groundwater head and the water conduit pressure, are kept at a minimum. The wanted quantity is adjusted by means of a valve in the supply conduit (appendix 4).

Parallel to the injection, a partial current of 12 l/h of the infiltration water was led through a glass fiber filter with a surface of 855 cm² and another current of 520 l/h was led through a nylon bag in order to keep a continuous control on the particles eventually carried along by the incoming water. During the test, however, such particles were not detected.

At the end of the test period, which lasted for nearly 25 months, the increase in resistivity of both the well and the formation material amounted to only 20 cm of water column, which is the rise of free water level within the well (appendix 7). From the data obtained by measurements of the hydraulic head in the observation wells it could be easily deducted that this clogging was located outside the gravel pack and within a distance of 6 m all round the well (appendix 9). It is assumed however, that this clogging is present on or just outside the contact surface of the gravel pack and the formation material. To be able to localize this clogging more accurately, more observation wells are necessary at smaller distances from the well.

In the course of the test it was observed that the chemical composition of the recharged water altered underground. The average oxygen content of the incoming water amounted to 8 mg/l. This concentration, however, became nihil as soon as the water reached the nearest observation wells at distances

of 6 and 15 m. In all cases there was a clear decrease of the pH, the KMnO_4 - number and the nitrate concentration as well as an increase of the sulphate and the hydrocarbonate concentration of the injected water as soon as it reached these observations wells. The noticed decrease of the Total Organic Carbon concentration and the increase of the calcium concentration did not seem statistically significant (see also appendix 13 to 18 and tables 2 to 5). The observations of the chloride content in the water in observation wells gave an impression of how long it takes before the recharge water reaches the observation wells (table 6). This determination was not possible for the observation wells with detention times in the same order of magnitude or less than the time elapsing between the drawing of two subsequent water samples which usually happens once per week. That is, for the observation wells at 6 and 15 m from the well (detention times about 1.4 and 9 days respectively). The detention times for the wells at a distance of 36.5 and 87 m amounted to about 60 and 300 days respectively. The recharged water did not reach the observation well at 189 m from the well toward the end of the test period (see fig. 1). In theory this would take about 4 years.

An important part of the knowledge that is needed to be able to apply this method to infiltrate water on a large scale has been obtained during this test period. As the clogging proved to be insignificant during the test period it is now possible to inject water in order to improve situations where overpumpage of groundwater has occurred and salt water upconing has become very serious. At this moment storage of drinking water underground by means of injection wells during

periods of a low drinking water demand and a relatively good river water quality can also be considered. Recovery and utilization of this recharged water in periods in which the opposite situation occurs may improve the mean quality of the drinking water (dissolved salts). Furthermore, insight has been obtained into the alterations of the chemical composition of the infiltrated water, during the occurring underground passage. These changes occur as the injected water is in no chemical equilibrium with the formation. This formation has an aerobic environment and introduction of aerobic water gives rise to a number of redox-reactions. The observed changes of the various concentrations may be explained by the occurrence of the following processes: Oxydation of sulfide and organic material by oxygen and nitrate as well as by solution of lime. Uptill now these changes are such that after recovery, the water will have to be subjected to a certain purification (at least an aeration) before being distributed as drinking water. As sulfide, organic material and lime can only be present in finite quantities, there will be an inevitable leaching of these compounds. This means that all around the injection well a zone will arise in which these compounds will not be present anymore. This zone will increasingly extend into the formation.

This aspect can be of great importance when recovering the injected water. As soon as this zone extends as far as a recovering well this well will attract different kinds of water at the same time. If these kinds of water prove to be chemically incompatible, a serious clogging of the recovery well may occur. This particularly applies to the attraction

of aerobic water together with anaerobic water containing iron.

At the end of the test period it could be observed that this aspect was not only fictitious: In the observation wells at a distance of 6 and 15 m from the well some mg of oxygen were then measured, which had not been the case before.

Moreover, the underground spreading pattern of the recharged water is very important. In an aquifer there usually are some ground water flows present which have not been brought about by the recharge. These flows cause a spreading pattern that is not circular; the injected water flows off slowly with these base flows.

If dual-purpose wells are applied only a part of the recharged water can be recovered. If the infiltration takes place in an aquifer originally containing saline water, the withdrawal of the injected water must be immediately stopped as soon as it is discharged with the fresh water. That part of the injected water that cannot be regained must be considered an economical loss. When the infiltration takes place in an aquifer originally containing fresh ground water a certain loss of the injected water must be taken into account; but then the recovery does not have to be stopped at once. When the pumping is continued a mixed water will be attracted like in the other cases, which under certain conditions may lead to serious well clogging (see above). If different wells are in a good position for both infiltration and recovery it seems to be theoretically possible to regain 100% of the recharged water, without attracting the original aquifer water. In most cases an aquifer, however, will not be isotropic though built up out of a great number of layers with different hydrological as well as chemical characteristics. The spreading velocity

of the above mentioned zone will therefore be different in each layer. For this reason such a recovery well will at least during a certain period attract water of different characteristics which may result in well clogging again.

In spite of the insights obtained, a number of questions remained unanswered: How will the insignificant clogging develop? What is exactly the cause of this clogging and in what way can it be removed or prevented?

Also with regard to the total complex of the underground processes much research is still to be done. This particularly applies to the spreading velocity of the above mentioned zones. Moreover the underground spreading pattern of the injected water volumes needs a closer investigation on several points.

In order to fill the remaining lacks of knowledge about the injection of drinking water, the tests will be carried on for another year. The quantity of the water to be recharged has been increased from 37 m³/h to 60 m³/h since 23rd April 1975. Doing so we aim at a more rapid runn-down of the processes taking place in the formation, in order to collect more data about the processes in less time.

After this year the investigations will have to be concentrated on the recovery of the injected water, for the test will not be complete as long as this aspect has not been investigated satisfactorily and, as has been pointed out earlier, many problems may arise particularly on this count.

1. INLEIDING.

1.1 Persputten voor kunstmatige infiltratie.

In Nederland wordt de kunstmatige infiltratie ten behoeve van de drinkwatervoorziening sedert het midden der vijftiger jaren in toenemende mate toegepast. Momenteel ondergaat globaal de helft van het oppervlaktewater dat tot drinkwater wordt bereid kunstmatige infiltratie als een trap in de zuivering.

Bij dit proces laat men meer of minder voorgezuiverd oppervlaktewater tussen de zandkorrels van de bodem wegzijgen, waarna het op zekere afstand weer wordt teruggewonnen. Tijdens bodempassage verandert de kwaliteit van het geïnfiltreerde water door de wisselwerking tussen het bodemmateriaal en de waterbestanddelen en voorts door de zgn. afvlakking als gevolg van de verschillen in de lengte van de wegen die de waterdruppels ondergronds afleggen. Door deze processen heeft het teruggewonnen water een meer gelijkmatige kwaliteit verkregen (met name wat betreft zoutgehalte en temperatuur), is het water uit bacteriologisch en virologisch oogpunt verbeterd, zijn biologisch afbreekbare stoffen geheel of gedeeltelijk afgebroken en is een groot scala van niet of nauwelijks afbreekbare stoffen door adsorbtieprocessen uit het water verwijderd.

Voor de bedrijven die oppervlaktewater verwerken is de voorraad die bij de kunstmatige infiltratie wordt opgebouwd van groot belang. In tijden dat de inname van het ruwe oppervlaktewater bijvoorbeeld uit kwaliteitsoverwegingen gestaakt moet worden, kan van deze voorraad een dankbaar gebruik worden gemaakt.

Het ondergronds opslaan van water heeft nog bijkomende

voordelen ten opzichte van opslag in open spaarbekkens: Het planologisch beslag op de schaars geworden ruimte is minder, de noodzakelijke investeringen zijn geringer, het beheer is eenvoudiger en de veiligheid is beter gegarandeerd bij berging in de bodem dan bij opslag in open spaarbekkens waar het besmetten van de watervoorraad eenvoudiger is en omvangrijker in de gevolgen.

Naarmate het waterverbruik toeneemt, de kwaliteit van het oppervlaktewater achteruitgaat en de eisen die de maatschappij aan de kwaliteit van het drinkwater stelt stringenter worden, zal ook de capaciteit van de huidige infiltratiewerken (moeten) worden uitgebreid. Geschikte terreinen, voor zover die in ons land nog te vinden zouden zijn, worden ook in toenemende mate door andere belanghebbenden opgeëist (milieubeheer, recreatie).

Noodzakelijke toekomstige verhogingen van de capaciteit zullen derhalve meer moeten worden gezocht in een meer nuttig gebruik van de nu beschikbare infiltratieterreinen. Dit geldt ook ten aanzien van de voorraadvorming.

Toepassing van persputten biedt in principe een aantrekkelijke mogelijkheid om aan het bovenstaande te voldoen. Deze putten die onzichtbaar kunnen worden opgesteld voeren het infiltratiewater dwars door aanwezige slecht doorlatende aardlagen heen. Hierdoor kan dit water direkt in de juiste diepe watervoerende pakketten worden gebracht die door water dat via het aardoppervlak wordt geïnfiltreerd nooit of althans in onvoldoende mate bereikt zouden kunnen worden.

Ook de ondergrondse voorraadvorming kan middels infiltratieputten worden vergroot: Niet zozeer kan dit in de geringe elastische berging van deze diepe pakketten, als wel door verdringing van onbruikbaar zout water, dat op

een zekere diepte in de bodem aanwezig is, met zoet infiltratiewater.

1.2 De noodzaak en 't nut van het persputten-onderzoek.

Hoewel persputten op een aantal plaatsen in de wereld reeds op grote schaal worden toegepast (met name in de olieïndustrie en voorts in California en Israel) verkeren zij in Nederland nog in een experimenteel stadium.

Het belangrijkste probleem waarmee men steeds weer wordt gekonfronteerd bij de toepassing van deze putten is de verstopping en de onmogelijkheid in de diepe formatie rond het putfilter een kijkje te gaan nemen. Hierbij komt nog, dat de ervaring elders heeft geleerd dat regeneratie van verstopte putten zelden of nooit tot volledig succes leidt. Het is daarom noodzakelijk, alvorens men verantwoord tot de toepassing op bedrijfsschaal kan overgaan met het water dat men op het oog heeft en op de plaats die men heeft uitgekozen voldoende vooronderzoek te doen.

De konklusie die drie leden van de Werkgroep trokken, nadat zij in 1973 een studiereis door de Verenigde Staten hadden gemaakt (lit. 1), was, dat het merendeel van de in het verleden opgedane negatieve ervaringen te wijten is geweest aan pogingen om water van een te geringe kwaliteit te injecteren, met name water met een te hoog gehalte aan zwevende bestanddelen.

In hun verslag worden ook positieve resultaten opgevoerd, terwijl ook in andere buitenlandse literatuur van succesvolle toepassing van persputten melding wordt gemaakt.

Indien men de zeer aantrekkelijke mogelijkheden van het

gebruik van persputten voor waterleidingbedrijven, maar ook voor andere bedrijven en instellingen, stelt tegenover de bovenstaande achtergrond, dan moge duidelijk zijn, dat onderzoek op dit gebied, ook in Nederland, gewenst en zelfs noodzakelijk is.

1.3 Doel van het onderzoek.

Het onderzoek door de Werkgroep Persputten heeft tot doel, die kennis en inzichten te vergaren, welke noodzakelijk zijn om persputten succesvol op bedrijfsschaal te kunnen toepassen. Hierbij zal met name aandacht moeten worden besteed aan de verstoppingsverschijnselen en de manieren om de daaruit voortvloeiende toename van de intredeweerstand op een economische wijze te kunnen opheffen.

De Werkgroep streeft er naar uiteindelijk te komen tot richtlijnen ten aanzien van de vereiste kwaliteit van het te infiltreren water, de konstruktie van de infiltratieputten, de wijze van infiltreren (infiltratiesnelheid e.d.) en de manier van regenereren om aan bovengestelde doelstelling te kunnen voldoen.

Met het oog op terugwinning van het geïnfiltreerde water is tevens van belang de verandering van de kwaliteit van het geïnfiltreerde water tijdens bodempassage, alsmede de grootte van het terugwinbare gedeelte van het geïnfiltreerde water.

In het verleden zijn moeilijkheden opgetreden door verstopping bij diepe infiltratie (met slibhoudend water). Daarom is door de Werkgroep besloten een proef te doen met het beste water dat ter beschikking staat, het drinkwater, teneinde te onderzoeken of infiltratie van water via putten in diepe pakketten mogelijk is, zonder dat verstopping

pingsproblemen optreden.

Een ontkennend antwoord zou aanleiding geven tot het nader onderzoeken van het verstoppingsmechanisme, terwijl bij een positief resultaat het onderzoek zal worden voortgezet met minder ver voorbehandelde watersoorten.

1.4. Organisatie en uitvoering van het onderzoek.

Praktijk en theorie van de kunstmatige infiltratie ten behoeve van de drinkwatervoorziening worden in Nederland bestudeerd door de Commissie Infiltratie van het KIWA (vòòr 1-1-1974 WIRDU).

De Werkgroep Persputten is door deze commissie ingesteld en belast met het onderzoek naar de technische toepassingsmogelijkheden van de diepe infiltratie.

In de Werkgroep zijn naast het KIWA 5 waterleidingbedrijven vertegenwoordigd, alsmede 2 overheidsdiensten en een industrie.

De meeste van deze bedrijven en diensten plannen een persputproef of hebben reeds één of twee persputten in gebruik. Planning van een proef, de bouw en inrichting van een put en noodzakelijke installaties, de exploitatie en de uitvoering van het onderzoek worden in principe door het betreffende bedrijf verzorgd.

De heer ir. T.N. Olsthoorn, hydroloog, is in juni 1974 door het KIWA in haar projectgroep "grondwater" aangesteld als projectleider van de Werkgroep. Dit impliceert dat hij de Werkgroep behulpzaam is bij de coördinatie, uitvoering, interpretatie en verslaggeving van het onderzoek.

De hier beschreven proef te 's Gravenhage wordt, overeenkomstig het bovenstaande, geheel verzorgd door de

Duinwaterleiding van 's Gravenhage waar de heer ir. H. Tuinzaad, na verschillende pogingen tot diep infiltreren, het plan had opgevat een proef te doen met het water van de beste kwaliteit die voorhanden was, namelijk het drinkwater. De definitieve opzet en uitvoering van de proef geschiedde onder leiding van de heer Tuinzaad.

Het chemisch onderzoek werd opgezet door de heer ir. J. van Puffelen die tevens de dagelijkse leiding over het chemisch onderzoek heeft. Op deze plaats verdient naast anderen de heer J.W.F. Spiering vermelding die onder andere steeds de monsternamen op zich heeft genomen.

De heer ir. C.G.E.M. van Beek (geohydrochemicus bij het KIWA N.V.) schreef het hoofdstuk chemie (hoofdstuk 6), waarin een aanzet is gedaan om de ondergronds verloopende processen te verklaren.

Ir. T.N. Olsthoorn (hydroloog bij het KIWA) schreef de overige hoofdstukken van dit rapport.

1.5 Samenstelling van de Werkgroep Persputten:

voorzitter: ir. B. Bulten
 Planbureau v.d. VEWIN

secretaris, tevens ir. T.N. Olsthoorn
projektleider: KIWA N.V.

leden: ir. C.G.E.M. van Beek
 KIWA N.V.

 ir. M.C. Brandes
 Rijksinstituut voor Drinkwater-
 voorziening

 drs. F.A.M. Claessen
 Dienst der Zuiderzeewerken

H.J.E.M. van Duin (tot 20 dec.1974)
Hoogovens IJmuiden B.V.

J. Duyve
Gemeentewaterleidingen (Amsterdam)

dr. E.J.M. Kobus
KIWA N.V. (tot 13-3-1975)

J.P.J. Krabbendam
Hoogovens IJmuiden B.V.

drs. J. van der Laan
Waterleidingbedrijf Midden Nederland

ir. J. van Puffelen
Duinwaterleiding van 's Gravenhage

ir. H. Tuinzaad
Duinwaterleiding van 's Gravenhage

ir. W.J. Vlasblom (tot 10-9-1974)
Provinciaal Waterleidingbedrijf van
Noord-Holland

ir. R.J. Wildschut
Provinciaal Waterleidingbedrijf van
Noord-Holland.

1.6 Voorgaand onderzoek van de Werkgroep.

Van maart 1970 tot februari 1974 zijn in het kader van het persputtenonderzoek proefnemingen verricht op het

terrein van Hoogovens IJmuiden B.V. Gedurende bijna 4 jaar werd hier $\pm 150.000 \text{ m}^3$ WRK water, afkomstig uit de Lek en van de toenmalige kwaliteit (ongecoaguleerd) via een oude winningsput in de bodem geïnfiltreerd. De proefnemingen moesten uiteindelijk worden gestaakt toen de put niet bestand bleek te zijn tegen het veelvuldig regenereren en infiltreren.

Ondanks dit kan, gezien het voor dit soort proeven hoge gehalte aan zwevende stof van dat water, van een positief resultaat worden gesproken.

In juli 1974 is door de Duinwaterleiding van 's Gravenhage, naast de in dit rapport beschreven Drinkwater infiltratie Put (DIP) een tweede put in gebruik genomen. In deze put wordt water geïnfiltreerd dat in Bergambacht is voorbehandeld (bezinking, beluchting en snelfiltratie) en in Scheveningen een behandeling in een proefinstallatie (coagulatie, filtratie) heeft ondergaan.

2. SITUATIE EN UITGANGSGEGEVENS.

2.1 Lokatie van de proefopstelling.

De Drinkwater Infiltratie Put, verder veelal "D.I.P." genoemd, bevindt zich op het terrein van de Duinwaterleiding van 's Gravenhage op het zgn. Harstenhoekterrein, op de grens van het duingebied en de bebouwing van Scheveningen. De put is zowel op circa 900 m van de Rijksstrandpalenlijn als op circa 900 m van het pompstation van de Duinwaterleiding aan de Pompstationsweg gelegen (bijlage 1).

2.2 Opbouw van de bodem rond de put.

Op bijlage 2 is een doorsnede getekend door de DIP in NWW-richting (evenwijdig aan de Zwolsestraat). Behalve peilbuis pp7, die zich op circa 57 m afstand van de put bevindt in W-richting, doorsnijdt de figuur alle waarnemingsputten. Deze waarnemingsmiddelen zijn op bijlage 3 weergegeven.

2.2.1 Geologische opbouw van de bodem ter plaatse.

- De holocene lagen reiken tot en met de tweede dunne klei/veenlaag op $\pm$ 20 m beneden NAP en zijn hoofdzakelijk fijnzandig en veelal slibhoudend.
- Direkt beneden de holocene klei/veenlaag bevinden zich aeolische afzettingen, dekzanden, uit het Weichselien. Deze fijnzandige formatie reikt hier tot circa 25 m beneden NAP.
- Hieronder bevindt zich interglaciaal Eemien tot globaal 40 m beneden NAP. Dit zijn afwisselend meer en minder grove kustnabije Rijnafzettingen, die derhalve

af en toe schelpen bevatten.

- Onder de interglaciale Eemien tot 52 m beneden NAP vindt men de echte fluviatiele afzettingen welke veelal grofzandig en grindhoudend zijn.
- Tussen 52,50 en 63,20 m beneden NAP bevindt zich de formatie van Kedichem, bestaande uit oud-pleistocene zuiver fluviatiele klei met een hoog lutumgehalte.

2.2.2 Geohydrologische opbouw van de bodem ter plaatse.

De holocene formaties zijn fijnzandig en veelal slibhoudend. Op ± 10 m en op ± 20 m beneden NAP bevinden zich klei/veenlagen welke een zeer lokale betekenis hebben. De dikte ervan is ter plaatse kleiner dan 2 á 4 m en varieert letterlijk van meter tot meter. De klei/veenlagen kunnen op een aantal plaatsen afwezig zijn in verband met vroegere waddoorsnijdingen.

Het voor de proef gebruikte watervoerende pakket tussen 20 en 53 m beneden NAP is van pleistocene oorsprong. De grofheid der lagen is sterk wisselend. In de bovenste 5 m bevinden zich fijne dekzanden terwijl het diepere deel van het pakket uit afwisselend matig grove en grove zanden bestaat.

De rivierklei van de formatie van Kedichem bevindt zich ter plaatse tussen 53 en 65 m beneden NAP en fungeert als basis voor het watervoerend pakket. Enerzijds is deze laag van regionale betekenis en aangenomen mag worden dat door het hoge lutumgehalte en de 1,5 miljoen jaar lange voorbelasting van de klei de weerstand tegen verticale waterbeweging hoog is.

2.3 Oorspronkelijke stromingssituatie ter plaatse.

Uit het beschikbare isohypsenbeeld van het duinterrein van september 1972 blijkt de stroming in het pakket tussen 20 en 50 m beneden NAP ter plaatse van de Drinkwater Infiltratie Put (D.I.P.) globaal loodrecht op de Zwolsestraat te verlopen. Dit impliceert voor de peilwaarnemingen ten behoeve van de proef dat geen invloed van dit basisverhang gemeten kan worden, omdat de lijn door de waarnemingsputten en de put evenwijdig aan de equipotentiaallijn ter plaatse verloopt. Het verhang ter plaatse van de D.I.P. bedroeg in september 1972 circa $1/1800$ wat met een KD van $\pm 1000 \text{ m}^2/\text{d}$ (lit.16), een D van 30 m en een porositeit van $\pm 0,35$ à $0,40$, een verplaatsingssnelheid van circa 18 m/jaar betekent. Bij infiltratie van $37 \text{ m}^3/\text{h}$ in ditzelfde pakket, betekent dit, dat een stagnatiepunt op 254m afstand van de infiltratieput aanwezig is. (zie hoofdstuk 8.2).

2.4 Herkomst en kwaliteit van het infiltratiewater.

2.4.1 Herkomst en voorbehandeling van het infiltratiewater.

Als infiltratiewater is drinkwater van de Duinwaterleiding van 's Gravenhage toegepast. Dit drinkwater, dat tot juli 1975 ongechloord het leidingnet inging, bestaat voor $\pm 90\%$ uit gezuiverd Lekwater en voor 10% uit grondwater en neerslagoverschot van het waterwingebied.

Het Lekwater wordt ingenomen bij Bergambacht alwaar het een beluchting via putbeluchters, een bezinking en een snelfiltratie ondergaat. Vervolgens wordt het voorgezuiverde water door een circa 45 km lange transportleiding naar de infiltratiepannen van het infiltratie-

gebied in de duinen tussen Scheveningen en Wassenaar verpompt. Vanuit de infiltratiepannen infiltreert het in de bodem van waaruit het na een reistijd van gemiddeld circa 2 maanden weer wordt teruggewonnen en naar een open verzamelkom wordt afgevoerd. In deze verzamelkom wordt gemiddeld 10 mg/l actieve poederkool gedoseerd ter verwijdering van het restant reuk- en smaakstoffen. Een deel van het kool komt in deze kom tot bezinking. Vanuit deze kom wordt het water naar de snelfilters gepompt. Direct voor en achter deze snelfilters vindt een beluchting plaats door middel van sproeiers en kaskades en respectievelijk putbeluchters en kaskades. Tenslotte wordt het water door langzame zandfilters gefiltreerd, als laatste stap voor het bereiken van de bacteriologische betrouwbaarheid.

2.4.2 Kwaliteit van het infiltratiewater.

Het is interessant enige belangrijke parameters voor de kwaliteit van het ruwe water van de rivier en het drinkwater naast elkaar te zetten. Uit de tabel, gemiddelde waarden 1974, blijkt met name de verbetering ten aanzien van het zwevende stofgehalte en het gehalte aan organische stof en ijzer.

	Lekwater te Bergambacht	Drinkwater
Temperatuur (°C)	12	12,4
Zuurstof (O ₂) in mg/l	7,3	8,1
pH	7,6	7,61
Kalkagressiviteit (ΔpH)	-	+0,09
Chloride (Cl ⁻) "	188	169
TOC "	6,0	2,8
KMnO ₄ -verbruik "	22	6,2
Zwevende stof "	41	<0,1
Kleur (Pt) "	41	14
Smaak	30	1,1
Ammonium (NH ₄ ⁺) "	2,1	0,03
Nitraat (NO ₃ ⁻) "	14	8,5
Orthofosfaat (PO ₄) "	0,54	0,12
IJzer (Fe) "	1,4	<0,03
Mangaan (Mn) "		<0,03

Tabel 1: Gemiddelde samenstelling van het Lekwater en het drinkwater in 1974.

3. INRICHTING VAN DE PROEF.

3.1 Overzicht van de proefopstelling (zie bijlage 1).

In het Harstenhoekterrein is de proefopstelling zodanig dat de waarnemingsputten en de D.I.P. zelf op één lijn liggen. Op deze manier kan de ondergrondse verbreiding van het ingevoerde water, het verloop van de chemische samenstelling, en het verloop van de stijghoogte in het infiltratiepakket in één raai nauwkeurig worden gevolgd.

Bovendien kon op deze wijze van een aantal reeds bestaande peilputten gebruik worden gemaakt, te weten: De waarnemingsput CC en de peilbuizen van putten van de oude puttenserie H. De D.I.P. zelf is zodanig tussen CC en de putten van serie H geplaatst dat de afstand tot de CC 6 m bedraagt en de afstand tot aan de andere zijde van de D.I.P. gelegen putten H_{11} , H_{10} en H_8 respectievelijk 36,5, 87 en 189 m bedraagt.

Tussen de D.I.P. en de put H_{11} in is een nieuwe waarnemingsput geplaatst, HT-genaamd. Deze bevindt zich op 15 m afstand van de D.I.P. aan de tegenovergestelde zijde van CC.

Naast genoemde waarnemingsmiddelen werd gebruik gemaakt van nog een peilput, t.w. peilput 7. Deze peilput bevindt zich op 57 m afstand van de D.I.P., ongeveer in dezelfde richting als de CC (zie ook bijlage 1).

3.2 De inrichting van de infiltratieput.

3.2.1 Wateraanvoer, -invoer en -kontrole.

Het te infiltreren drinkwater wordt aangevoerd via een 200 m lange PVC-leiding ($\emptyset$ 110/103) welke is aange-

sloten op de asbestcementen transportleiding ($\varnothing$ 600) naar Scheveningen (bijlage 1). De PVC-leiding loopt via een tweetal toegangspotten naar de infiltratieput (bijlage 4).

In de eerste put is in de leiding een verticale bocht aangebracht. In het hoogste punt is een meeloopleiding gemonteerd die een eventueel terughevelen vanuit de put naar de transportleiding voorkomt en tevens gebruikt wordt om continu het geïnfiltreerde water op eventueel meegevoerde deeltjes te controleren. Daartoe valt een straal water met een debiet van 520 l/h in een gazen zakje (nylon P68, maaswijdte 30 μ m) en een andere met een debiet van 12 l/h in een bakje (diameter 30 cm, hoogte 18 cm) met glasvezelfiltreerpapier (Whatman GF82, poriegrootte 1 μ m).

In de tweede put bevindt zich een watermeter, terwijl een afsluiter tussen beide putten in, is aangebracht (bijlage 4). De eigenlijke drinkwaterinfiltratieput bevindt zich in een derde toegangspot (bijlage 5). In deze put maakt de aanvoerleiding een bocht en loopt via het deksel van de stijgbuis van de D.I.P. tot een diepte van 4 m beneden NAP, ruim beneden de laagste ooit voorgekomen waterstand.

De inlaatbuis is aan de onderzijde afgesloten met een caliberplaat voorzien van 8 gaten $\varnothing$ 10,5 mm (zie bijlage 5). Met deze plaat wordt een groot deel van de waterleidingdruk gereduceerd en zij voorkomt dat negatieve drukken in de toevoer- en valleiding kunnen optreden. De ontgassing die bij het optreden van negatieve drukken zou kunnen ontstaan zou tot verstopping van de put aanleiding kunnen geven. Tevens worden door deze konstruktie debietwisselingen tengevolge van de variaties in de

waterleidingdruk en de fluctuaties van de stijghoogte in het infiltratiepakket (getijinvloed, seizoenvariaties en verstopping) tot een minimum beperkt (zie ook lit. 8, 14, 18).

3.2.2 Konstruktie van de put.

Het maaiveld bevindt zich rond de put op 3,65 m boven NAP.

Het boorgat (gepulst) heeft een diameter van 0,45 m. De stijg- en filterbuis, beide $\varnothing$ 200/190 mm, bestaan uit PVC. Het filter ter lengte van 19.60 m bevindt zich tussen 25.00 en 44.60 m beneden NAP. De breedte van de filterspletten bedraagt 1 mm en het open oppervlak van het filter bedraagt 6,7%. Beneden het filter is een 0,40 m lange zandvang toegepast, welke aan de onderzijde is afgesloten met een houten stop. De ruimte tussen filter-/stijgbuis en de boorgatwand (12,5 cm rondom) is opgevuld met omstortingsgrind (1,5 - 2,5 mm) vanaf 50 cm beneden de zandvang tot 1 m boven het filter. Boven de omstorting is deze ruimte gevuld met het opgeboorde materiaal, terwijl kleipropen zijn aangebracht op die plaatsen waar kleilige lagen tijdens het boren waren aangetroffen.

3.2.3 Peilbuizen bij de put (bijlage 6).

De peilbuis die dient om de waterstand in de put te meten loopt via het putdeksel tot 2 m beneden NAP in de stijgbuis door, terwijl de 5 peilfilters die buiten de stijg-/filterbuis zijn aangebracht zich bevinden op diepten van 5, 15, 26, 34,8 en 43,6 m beneden NAP. De drie laatsten bevinden zich in het midden en aan boven en

onderzijde van de omstorting. De peilbuizen met afmetingen $\emptyset$ 32/28 mm hebben een filterlengte van 0,50 m. De peilbuizen worden door afstandhouders op 5 cm van de filter- resp. stijgbuis gehouden.

De benaming van een peilbuis komt in het algemeen overeen met die van de put in wiens boorgat deze is geplaatst. Zijn evenwel meerdere peilfilters in een boorgat aanwezig, dan bestaat de benaming uit een letteraanduiding van de betreffende waarnemingsput plus een globale diepte in meters beneden NAP.

Als zodanig worden genoemde peilbuizen rond de D.I.P. respektievelijk aangeduid met D.I.P. 5, D.I.P. 15, D.I.P. 26, D.I.P. 35 en D.I.P. 44.

3.3 De overige waarnemingsmiddelen.

3.3.1 De oude waarnemingsput CC.

De oude waarnemingsput CC is omstreeks 1936/1937 gebouwd. Zij bevindt zich op 6 m afstand van de D.I.P. en bevat een 5-tal koperen filters van 0,60 m lengte op diepten van 1, 27, 52, 66 en 80 m beneden NAP. De peilbuizen bestaan uit verzinkt staal en hebben een inwendige diameter van $\emptyset$ 33 mm. Het filter op 27 m-NAP is ongeschikt voor het nemen van monsters. Om deze reden wordt hiertoe van het niet verstopte peilfilter op 52 m-NAP gebruik gemaakt.

Ofschoon buis CC 27 weinig water levert kunnen wel stijghoogtewaarnemingen aan deze buis worden gedaan.

3.3.2 Nieuwe waarnemingsput HT.

Waarnemingsput HT op 15 m afstand van de D.I.P. is

ten behoefte van de proefnemingen nieuw geslagen en bevat een 4-tal peilbuizen met afmetingen $\emptyset$ 50/45 mm en filters ter lengte van 0,50 m op diepten van 5, 15, 26 en 44 m beneden NAP.

3.3.3 De oude puttenserie H.

Van de oude puttenserie H worden de nummers 11, 10 en 8 voor het doen van waarnemingen ten behoeve van de persputproef gebruikt. De waarnemingen worden uitgevoerd door middel van de peilbuizen in de omstorting van de putten. Elke put van serie H heeft in zijn omstorting een 0,6 m lange koperen peilfilter, 33 mm inwendig, waarvan de bovenzijde overeenkomt met de bovenzijde van het putfilter (zie ook bijlage 3). De putten en peilputten, gebouwd in 1936/1937 bestaan verder uit verzinkt staal en zijn sedert $\pm$ 1955 niet meer in bedrijf geweest.

3.3.4 De oude en nieuwe peilput 7.

Peilput 7 bevindt zich op 57 m van de D.I.P. in ZWW-richting.

De oude peilput bestond uit een verzinkt stalen buis met een opening aan de onderzijde op een diepte van 22 m. De peilput funktioneerde niet goed en is in januari 1974 vervangen door een nieuwe. Deze nieuwe PVC peilput heeft een filter op 25 m beneden NAP en bevindt zich op dezelfde afstand van de put doch in westelijke richting. De afmetingen zijn $\emptyset$ 38/32 mm.

3.4 Hydrologische en chemische waarnemingen.

3.4.1 Waarnemingen vóór de inbedrijfname.

Teneinde de bodemkonstanten van het watervoerend

pakket vast te stellen is van 22 tot en met 26 maart 1973 een pompproef gehouden. Tevens is een aantal peilbuizen op 20 maart en 8 september 1973 frequent ingepeild, teneinde de invloed van de getijbeweging op de stijghoogten in het pakket te leren kennen. Tevens is een poging gedaan enige karakteristieke grootheden van het watervoerend pakket hieruit af te leiden.

De resultaten van de proefnemingen zijn in een rapport verwerkt (lit. 16). Uit dit rapport blijkt de k_D ca. $1000 \text{ m}^2/\text{dag}$ en de c -waarde ca. 550 dagen te bedragen. Gezien de eigenschappen van de formatie van Kedichem, welke als basis van de watervoerende laag fungeert en waarschijnlijk zeer ondoorlatend is, mag worden aangenomen dat de gevonden weerstand volledig door de eigenschappen van semi-doorlatende kleilaag op 20 m beneden NAP wordt bepaald.

De grilligheid van de formaties in het duingebied is er waarschijnlijk de oorzaak van dat uit de getijdenanalyse nog geen eenduidige getalwaarden konden worden gedestilleerd. Wel mag worden gesteld dat de bergingscoëfficiënt tussen 10^{-4} en 10^{-3} ligt. Dit impliceert dat drukveranderingen zich in de bodem zeer snel zullen voortplanten, hetgeen bij interpretatie van gegevens van belang kan zijn.

3.4.2 Waarnemingen tijdens de infiltratieproef.

De infiltratie startte op 29 maart 1973 om 14.15 uur. Het debiet bedroeg $36,5 \text{ m}^3/\text{h}$. Tot 25 oktober 1973 bestonden de waarnemingen uitsluitend uit inpeilingen verricht in de put en een aantal peilbuizen in de omgeving met een frequentie van éénmaal per week. Na deze datum

is een begin gemaakt met het chemisch onderzoek ten aanzien van de veranderingen in de chemische samenstelling van het geïnfiltreerde water tijdens bodempassage. Ook de monsternamen ten behoeve van het chemisch onderzoek geschiedde aanvankelijk met een frequentie van éénmaal per week.

De volgende punten werden wekelijks ingepeild:

<u>Meetpunten</u>	<u>Afstand tot de put</u>	
DIP (put), DIP5, DIP15, DIP26, DIP 35, DIP 44		
CC1, CC27, CC52,	6	m
CC66, CC80		
HT5, HT15, HT26, HT44	15	m
pp7	58	m
H11	36,5	m
H10	87	m
H8	189	m

Onderstaande punten werden wekelijks bemonsterd:

<u>Meetpunten</u>	<u>Afstand tot de put</u>	
DIP35, CC52 (i.p.v. CC27, welke te weinig water levert)	6	m
HT26, HT44	15	m
pp7	58	m
H11	36,5	m
H10	87	m
H8	189	m

Na juni 1974 is het bemonsteringsschema enigszins vereenvoudigd en zijn peilputten pp7, H11 en H8 niet meer bemonsterd.

4. WEERSTANDSTOENAME DOOR VERSTOPPING.

4.1 Weerstandstoename van putfilter, omstorting en formatie.

Een toename van de weerstand tegen de stroming van het infiltratiewater komt tot uiting in een toename van het stijghoogteverschil in twee peilbuizen met filters in hetzelfde pakket als het putfilter, doch op grotere afstand daarvan. Een gemeten verandering van de weerstand kan worden veroorzaakt door een verandering van het infiltratiedebiet, de viscositeit van het infiltratiewater, dan wel een toename van de verstopping van de omstorting en de bodem rond het putfilter naarmate hierdoor meer water is gepasseerd. Teneinde het verloop van de weerstandstoename als gevolg van verstopping te kunnen bepalen, moet de tijd-stijghoogteverschil-lijn op debiet en temperatuur worden gecorrigeerd.

Als maat voor de weerstand is aangehouden het verschil tussen de gemiddelde stijghoogte van de peilbuizen D.I.P. 26, D.I.P. 35 en D.I.P. 44 in de omstorting en de peilbuis cc 26 op 6 m afstand van de D.I.P.. Dit is gedaan daar gebleken is dat geen weerstandstoename plaatsvindt in de put zelf en de omstorting en evenmin tussen de verder van de put gelegen peilfilters (zie bijlage 9).

Op deze bijlage is de stijghoogte van het water ter plaatse van de verschillende peilfilters uitgezet na te zijn berekend ten opzichte van die van peilwaarnemingsput HT 26 op 15 m afstand van de put. Deze waarden zijn bovendien gedeeld door het debiet om deze factor te elimineren. Door op deze wijze de situatie op twee verschillende data weer te geven komt de lokatie van de verstopping tot uiting in een grotere helling van de verkregen lijnen ter plaatse van die verstopping.

De nauwkeurigheid van deze lokalisering is om dit te kunnen meten evenwel te gering ten gevolge van het ontbreken van meer waarnemingsmiddelen op kortere afstand van de put.

Uit de bijlage kan aldus worden afgeleid dat de verstopping zich bevindt tussen de peilfilters in de omstorting en die van peilput CC op 6 m afstand van de put.

Vermoedelijk echter bevindt de verstopping zich direct op of buiten het grensvlak tussen de omstorting en de formatie.

Het stijghoogteverschil van bijlage 7 is op bijlage 10 nogmaals weergegeven, doch nu nadat ook hier door het infiltratiedebiet is gedeeld, teneinde de invloed van debietvariatiën te elimineren.

Voor het infiltratiedebiet zijn twee waarden genomen:

- a) de gemiddelde waarde van het debiet over de periode tussen de laatste en voorlaatste waarneming. Deze periode bedraagt steeds een week;
- b) het debiet op het moment van meting.

De onderlinge verschillen zijn doorgaans gering, zij treden op door toevallige wisselingen in het infiltratiedebiet en mogelijk ook van de barometerdruk. Daar de infiltratie plaatsvindt in een formatie met semi-spanningswater met een bergingscoëfficiënt met een orde van grootte van 10^{-4} à 10^{-3} is de bergingscapaciteit van het watervoerend pakket binnen een straal van 6 m, waarop de weerstand wordt betrokken, volstrekt verwaarloosbaar en mag gesteld worden dat het beschouwde stijghoogteverschil steeds in fase is met het momentane

debiet zodat de tweede kurve rustiger zal verlopen.

Op bijlage 11 zijn de temperaturen uitgezet van het ingaande water en van het ruwe rivierwater. Uit in situ uitgevoerde temperatuurmeting is gebleken dat geen significante verschillen optreden tussen de temperatuur van het ingaande water en die van het water ter plaatse van peilput CC op 6 m afstand van de put. Enerzijds wordt dit veroorzaakt doordat de temperatuur van het drinkwater door de infiltratie vanuit de duinpannen gelijkmatig verloopt (zie ook de temperatuur van het Lekwater op de bijlage). Anderzijds wordt dit veroorzaakt door de korte tijd die het water onderweg is alvorens de peilput CC te bereiken. (enkele dagen).

Wil men ten behoeve van een meer nauwkeurige bepaling van het verloop van de weerstandstoename een correctie op temperatuur toepassen, dan is het derhalve voldoende als slechts met de drinkwatertemperatuur rekening wordt gehouden.

Deze temperatuurcorrectie is toegepast op de relatieve weerstand van bijlage 10, door deling van de uitgezette waarden door de viscositeit die behoort bij de temperatuur van het drinkwater op dat moment. Daar de uitkomsten van deze bewerking op zich geen directe betekenis hebben is de waarde voor de eerste maand op 100% gesteld en zijn de waarden voor de andere maanden berekend ten opzichte van de eerste. Ook dit resultaat is uitgezet op bijlage 11.

Ondanks de doorgevoerde correcties blijken schommelingen in het weerstandsverloop voor te komen. Desondanks is het trendmatige verloop vrij gelijkmatig. Vanaf mei 1975 kon echter geen verdere toename van de weerstand worden gekonstateerd.

5. CONTINUE CONTROLE VAN HET INFILTRATIEWATER.

Het nylon zakje (bijlage 4) dat dient om na te gaan of het infiltratiewater vaste deeltjes heeft meegevoerd is gedurende de proefperiode niet vuil geworden.

Iets anders ligt dit voor het glasvezelpapier in het filterbakje (855 cm^2) waardoorheen continu $\pm 12 \text{ l}$ infiltratiewater per uur stroomt. De weerstand van dit filterpapier liep steeds geleidelijk op, hetgeen tot uiting kwam in de stijging van de waterspiegel boven dit papier. Om deze reden is dit papier een aantal malen vervangen. Het verloop van de hoogte van de waterspiegel boven het filterpapier is uitgezet op bijlage 8. Op deze bijlage zijn ook de data aangegeven waarop het papier werd verwisseld.

Gezien het volstrekt verschillende milieu lijkt het een hachelijke zaak om een direkt verband te leggen tussen de verstopping van het glasvezelpapier en de formatie rond de put.

Wel gaat de weerstandstoename van dit papier gepaard met een geringe bruinkleuring ter plaatse van de ronde gaatjes in de ondersteunende plaat van het filterbakje. Op het papier dat op 21 juni 1973 na 3 maanden werd verwisseld werd op het laboratorium van de Duinwaterleiding $4,8 \text{ mg Fe}$ aangetoond. Op dat moment was ongeveer 25000 l water door het papier gestroomd.

Op het papier dat op 22 april 1975 werd verwisseld na een aanwezigheid van $2\frac{1}{2}$ maand kon $11,8 \text{ mg Fe}$ worden aangetoond. Op dat moment was door die vezels ongeveer 21000 l water gestroomd. De ontijzering van het drinkwater door de glasvezels bedraagt derhalve slechts enige

tienden van mikrogrammen per liter en heeft daarmee een orde van grootte van enige procenten van het totale ijzergehalte van het drinkwater. Bij een even grote ontijzering van het infiltratiewater in de bodem is het uiterst onwaarschijnlijk dat dit een oorzaak van de nog onbetekenende verstopping zou kunnen zijn.

6. VERANDERINGEN IN DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET GEINFILTREERDE WATER.

6.1 Inleiding

Water dat kunstmatig in de bodem wordt geïnfiltreerd zal over het algemeen een samenstelling bezitten welke niet in evenwicht verkeert met de bodem ter plaatse. Het systeem bodem - water zal nu naar een nieuw evenwicht streven. Er zullen dus allerlei reacties plaatsvinden welke de samenstelling van het water meer of minder kunnen veranderen. In verband met het weer terugwinnen van het water voor gebruik, is kennis omtrent de aard, de mate en de snelheid van deze reacties belangrijk. Om enig inzicht te verkrijgen omtrent de veranderingen in de chemische samenstelling van het geïnfiltreerde water tijdens de beweging door de bodem is het water uit de drinkwater infiltratieput (DIP) en uit de verschillende waarnemingsputten in de omstorting en op verschillende afstanden in de bodem regelmatig bemonsterd en geanalyseerd.

De resultaten van de chemische analyse kunnen ook van dienst zijn indien verstopping van de put zou optreden. Uit voorgaande hoofdstukken is al gebleken dat nauwelijks sprake is van enige verstopping. Bijgevolg zal dit aspect verder niet ter sprake komen. Bovendien kunnen de resultaten van de chemische analyse een hulpmiddel zijn voor een bepaling van de gemiddelde reistijd van het ingevoerde water van het punt van invoer tot het betreffende waarnemingsfilter. Dit aspect zal in het volgende hoofdstuk nader worden besproken.

Dit hoofdstuk bevat een eerste bespreking en interpretatie van een gedeelte van de uitgevoerde chemische analyses.

6.2 Chemische analyse van kunstmatig geïnfiltreerd water.

6.2.1 Monstername.

De DIP, de waarnemingsput in de omstorting (DIP 35) en de waarnemingsputten CC52, HT26 en HT44 zijn tussen 1 november 1973 en 1 mei 1974 eens per week bemonsterd. Daarna zijn de peilputten DIP 35, CC52 en HT26 eens in de twee weken bemonsterd en de DIP en put HT44 in het geheel niet meer. De samenstelling van het geïnfiltreerde water en het Haags drinkwater zijn aan elkaar gelijk gesteld. Dit gebeurde na vergelijking van de resultaten van de chemische analyses uit de voorafgaande periode. De positie van de verschillende waarnemingsputten is aangegeven op bijlage 3.

Om een representatief monster te verkrijgen geschiedde de monstername nadat eerst, met behulp van een membraanpompje, tweemaal de inhoud van de betreffende waarnemingsput was afgepompt.

6.2.2 Chemische analyse.

De volgende grootheden zijn geanalyseerd:

1. het elektrisch geleidingsvermogen, de chloride concentratie en de temperatuur;
2. de concentraties van zuurstof, nitraat, sulfaat, ammonium en fosfaat;
3. het KMnO_4 -verbruik, de TOC-koncentratie, de kleur en het smaakgetal;
4. de pH en de concentraties van calcium, magnesium en waterstofkarbonaat;
5. de concentratie van ijzer.

De monstername en de analyses zijn uitgevoerd door het laboratorium van de Duinwaterleiding van 's Gravenhage.

Vanwege het mogelijke optreden van monsternamfouten is de zuurstofconcentratie, met behulp van een zuurstofelektrode, in situ gemeten. Deze elektrode wordt aan een lange kabel in de waarnemingsput tot de diepte van het filter neergelaten. Aangezien het membraan van de elektrode zuurstof verbruikt, is het voor een goede meting noodzakelijk, dat de vloeistof, in contact met het membraan, voortdurend wordt ververscht. Hiertoe wordt of de elektrode in de waarnemingsput op en neer bewogen, dan wel de elektrode afgelezen tijdens het afpompen.

De overige analyses zijn op het Duinwaterleiding-laboratorium volgens gebruikelijke standaardmethoden uitgevoerd.

6.3 Bespreking van de analyseresultaten.

Het elektrisch geleidingsvermogen en de concentraties van chloride, waterstofkarbonaat, sulfaat, nitraat en calcium zijn in bijlage 13 tot en met 18 voor de verschillende waarnemingsputten grafisch tegen de tijd uitgezet. De gegevens van de DIP en de DIP 35 zijn steeds tezamen in een grafiek weergegeven. Opvallend is dat het verloop van het elektrisch geleidingsvermogen en van de concentraties van chloride en sulfaat in de waarnemingsputten CC52, HT26 en HT44 onderling een gelijkenis vertonen. Het verloop van deze parameters in de DIP en de DIP 35 lijkt hier in december 1973 en januari 1974 niet bij aan te sluiten. Dit wordt veroorzaakt door dat in deze periode de monsternam van de waarnemingsputten tweemaal achterwege is gebleven. Aannemende dat de plotselinge afname in het elektrisch geleidingsvermogen en de concentraties van chloride en sulfaat, welke begin februari 1974 in de DIP optreedt,

korrespondeert met de plotselinge afname in de waarnemingsputten CC52, HT26 en HT44, dan volgt hieruit dat de orde van grootte van de gemiddelde reistijd tussen de DIP en de drie genoemde waarnemingsputten een halve, twee respektievelijk één week bedraagt.

Bij bijna alle parameters treden verschillen tussen de verschillende waarnemingsputten op, waarbij zowel toenames als afnames voorkomen. Zeer opvallend is het verschil in zuurstofconcentratie van het water uit de DIP en de DIP 35 enerzijds en de overige waarnemingsputten anderzijds. Het water in de DIP en de DIP 35 bevat veel zuurstof (DIP: 8-9 mg/l, DIP 35: 6-9 mg/l). In de overige waarnemingsputten is de zuurstofconcentratie nihil.

Het verloop van de ijzerconcentraties is zeer merkwaardig. In de DIP, de DIP 35 en de waarnemingsputten HT26 en HT44 zijn over het algemeen zeer lage concentraties ($<0,1$ mg/l ijzer), in de CC52 een veel hogere concentratie. Aangezien de eerste groep bestaat uit recent geplaatste PVC buizen en de tweede groep uit rond 1936 geplaatste verzinkt stalen buizen met een koperen filter, is voorlopig aangenomen dat het verschil in ijzerconcentraties samenhangt met de ouderdom en/of het toegepaste materiaal.

Aan de interpretatie van de ammoniumconcentratie is weinig aandacht geschonken aangezien deze zeer laag blijft.

Hoewel bij terugwinning van het geïnfiltreerde water kleur en smaak zeer belangrijk zijn, wordt in dit hoofdstuk niet op deze parameters ingegaan. Een oppervlakkige vergelijking tussen de DIP en de beschouwde waarnemingsputten geeft aan dat de smaak nauwelijks verandert, terwijl de kleur de neiging heeft iets

beter te worden.

Ook de temperatuur van het geïnfiltreerde water verandert nauwelijks.

6.4 Verwerking van de analyseresultaten.

De bodem tussen de DIP en de verschillende waarnemingsputten wordt gezien als een systeem waarin allerlei reakties plaatsvinden. Van dit systeem zijn alleen de ingaande (DIP) en de uitgaande concentraties (verschillende waarnemingsputten) bekend.

Om te kunnen nagaan welke processen een rol spelen kan het best worden uitgegaan van de gegevens welke zijn verkregen in een periode met vrij konstante samenstelling van het drinkwater. Indien niet een dergelijke periode aanwezig zou zijn geweest, dan zou, voor een juiste interpretatie van de veranderingen in de chemische samenstelling van het water, rekening gehouden moeten worden met de invloed van de gemiddelde reistijden tussen de DIP en de drie onderzochte waarnemingsputten. Gedurende de periode maart-april 1974 was de samenstelling van het drinkwater vrij konstant. Over deze periode zijn 10 waarnemingen beschikbaar.

De gemiddelden en de standaarddeviaties van de analyseresultaten zijn samengevat in tabel 2. De standaarddeviatie moet hier gezien worden als een maat voor de afwijking van de veronderstelde konstante samenstelling van het geïnfiltreerde water, en niet als een maat voor de monsternamen- en analysefout.

		DIP	CC52	HT26	HT44
elektrisch geleidingsvermogen		854,10 ± 20,10	876,70 ± 39,38	893,40 ± 16,94	881,70 ± 9,92
	in $\mu\text{S/cm}$				
pH		7,59 ± 0,06	7,52 ± 0,09	7,51 ± 0,04	7,40 ± 0,08
chloride (Cl^-)	in mg/l	150,50 ± 7,99	148,90 ± 3,38	148,20 ± 2,30	147,10 ± 3,48
nitraat (NO_3^-)	in mg/l	9,50 ± 0,84	1,88 ± 1,58	4,76 ± 0,96	5,97 ± 1,24
sulfaat (SO_4^{2-})	in mg/l	74,24 ± 1,22	86,78 ± 2,47	87,21 ± 1,39	84,94 ± 1,76
bikarbonaat (HCO_3^-)	in mg/l	195,60 ± 6,38	216,60 ± 4,70	221,20 ± 3,39	211,70 ± 7,96
calcium (Ca^{2+})	in mg/l	92,80 ± 7,51	96,20 ± 5,63	100,22 ± 8,41	98,78 ± 6,55
magnesium (Mg^{2+})	in mg/l	9,65 ± 0,39	9,46 ± 0,39	9,32 ± 0,44	9,33 ± 0,41
zuurstof (O_2)	in mg/l	7,99 ± 0,59	<0,2	<0,2	<0,2
KMnO_4 -verbruik	in mg/l	5,75 ± 1,03	3,95 ± 0,80	4,50 ± 1,25	4,10 ± 0,57
opgelost org.koolstof (TOC)	in mg/l	3,08 ± 0,62	2,67 ± 0,55	2,25 ± 0,76	2,35 ± 0,68

Tabel 2. Gemiddelden en standaardafwijkingen van de chemische analyses van 28 februari tot en met 1 mei 1974. Aantal waarnemingen = 10.

Bestudering van tabel 2 geeft aan dat een aantal chemische parameters tussen de DIP en de beschouwde waarnemingsputten verschillen in concentratie laten zien, terwijl dit voor andere niet het geval is. De significantie van deze verschillen kan statistisch worden nagegaan met behulp van de t-toets. De waarde van t wordt voor iedere parameter berekend uit de som van de verschillen op iedere meetdatum, de daarbij behorende standaardafwijking en het aantal waarnemingen (zie Wijvekate p160). De berekende waarden van t zijn in tabel 3 weergegeven. Vergelijking van de berekende t-waarde met getabelleerde waarden geeft aan of de verschillen in concentraties al of niet significant zijn. De significantie is ook in tabel 3 aangegeven.

	DIP vs CC52	DIP vs HT26	DIP vs HT44	CC52 vs HT26	CC52 vs HT44	HT26 vs HT44
elektrisch geleidingsvermogen	2,92 [*]	6,98 ^{**}	5,81 ^{**}	0,20	0,56	2,36 [*]
pH	3,00 [*]	2,42 [*]	6,78 ^{**}	0,11	3,70 ^{**}	3,43 ^{**}
chloride (Cl ⁻)	0,95	0,98	1,59	0,74	2,79 [*]	1,94 [*]
nitraat (NO ₃ ⁻)	24,20 ^{**}	14,99 ^{**}	13,92 ^{**}	5,47 ^{**}	7,62 ^{**}	2,86 [*]
sulfaat (SO ₄ ²⁻)	15,49 ^{**}	23,71 ^{**}	17,87 ^{**}	0,46	2,07 [*]	3,64 ^{**}
waterstofkarbonaat (HCO ₃ ⁻)	10,75 ^{**}	10,54 ^{**}	7,72 ^{**}	3,09 [*]	2,90 [*]	3,31 ^{**}
calcium (Ca ²⁺)	1,91 [*]	4,86 ^{**}	3,88 ^{**}	2,12 [*]	2,07 [*]	1,02
magnesium (Mg ²⁺)	0,87	1,69	1,56	1,00	0,82	0,12
zuurstof (O ₂)	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
KMnO ₄ -verbruik	4,19 ^{**}	2,26 [*]	4,35 ^{**}	1,56	0,06	0,78
TOC	2,29 [*]	2,85 [*]	2,73 [*]	1,30	0,71	0,61

Tabel 3. Berekende t-waarden tussen de DIP en ieder van de beschouwde waarnemingsputten en tussen de waarnemingsputten onderling. Tweezijdige toetsing van de berekende waarde met getabelleerde t-verdelingen levert bij 10 waarnemingen (9 vrijheidsgraden) een overschrijdingskans van 10% bij t = 1,83 en van 1% bij t = 3,25.

Deze overschrijdingskansen zijn in de tabel aangegeven met ^{*} respektievelijk ^{**}. nvt = niet van toepassing.

Uit deze tabel blijkt dat er inderdaad geen verschil in de chlorideconcentratie tussen de DIP en de drie genoemde waarnemingsputten bestaat. De aanname dat in de beschouwde periode de putten rechtstreeks met elkaar vergeleken mogen worden is dus juist geweest. Tevens blijkt dat de kans van overschrijding van het verschil in concentratie voor nitraat, sulfaat en waterstof-karbonaat in alle gevallen minder dan 1% bedraagt. Voor het elektrische geleidingsvermogen, de pH, het KMnO_4 -verbruik en de calciumconcentratie is deze kans vaak minder dan 1%, doch altijd minder dan 10%. Voor de concentratie van opgeloste organisch koolstof bedraagt deze kans in alle gevallen minder dan 10%.

Uit tabel 3 blijkt ook dat tussen de waarnemingsputten onderling voor sommige parameters duidelijke verschillen bestaan, voornamelijk met betrekking tot de pH en de concentraties van nitraat, sulfaat en waterstofkarbonaat.

Het is vooralsnog niet duidelijk of deze verschillen toegeschreven moeten worden aan de heterogeniteit van de formatie of aan verschillen in verblijftijd in de bodem waardoor reacties meer of minder ver zijn voortgeschreden.

De verschillen tussen de gemiddelde concentraties van de gemeten chemische parameters van de waarnemingsputten en de DIP zijn samengevat in tabel 4.

Aangezien het hier steeds om kleine verschillen van twee naar verhouding grote getallen gaat, is de nauwkeurigheid van de getabelleerde waarden gering.

		CC52 - DIP	HT26 - DIP	HT44 - DIP
nitraat (NO_3^-)	in mg/l	-7,62 $\pm$ 1,79	-4,74 $\pm$ 1,28	-3,53 $\pm$ 1,50
sulfaat (SO_4^{2-})	in mg/l	12,54 $\pm$ 2,75	12,97 $\pm$ 1,85	10,70 $\pm$ 2,14
waterstofkarbonaat (HCO_3^-)	in mg/l	21,00 $\pm$ 7,92	25,60 $\pm$ 7,22	16,10 $\pm$ 10,20
calcium (Ca^{2+})	in mg/l	3,40 $\pm$ 9,39	7,42 $\pm$ 11,28	5,98 $\pm$ 9,97
magnesium (Mg^{2+})	in mg/l	-0,19 $\pm$ 0,57	-0,33 $\pm$ 0,60	-0,32 $\pm$ 0,58
zuurstof (O_2)	in mg/l	-7,99 $\pm$ 0,59	-7,99 $\pm$ 0,59	-7,99 $\pm$ 0,59
KMnO ₄ -verbruik	in mg/l	-1,80 $\pm$ 1,30	-1,25 $\pm$ 1,62	-1,65 $\pm$ 1,18
opgelost organisch koolstof	in mg/l	-0,41 $\pm$ 0,83	-0,83 $\pm$ 0,98	-0,73 $\pm$ 0,92
nitraat (NO_3^-)	in mmol/l	-0,123	-0,076	-0,057
sulfaat (SO_4^{2-})	in mmol/l	0,131	0,135	0,111
waterstofkarbonaat (HCO_3^-)	in mmol/l	0,344	0,420	0,264
calcium (Ca^{2+})	in mmol/l	0,085	0,186	0,150
magnesium (Mg^{2+})	in mmol/l	-0,008	-0,014	-0,013
zuurstof (O_2)	in mmol/l	-0,250	-0,250	-0,250
opgelost organisch koolstof	in mmol/l	-0,034	-0,069	-0,061
som van de veranderingen in de concentraties van NO_3^- , SO_4^{2-} en HCO_3^-	in me/l	0,483	0,614	0,429
som van de veranderingen in de concentraties van Ca^{2+} en Mg^{2+}	in me/l	0,154	0,344	0,274

Tabel 4. Verschillen tussen de gemiddelden van de waarnemingsputten en de DIP met de bijbehorende standaarddeviaties.

In tabel 4 zijn de concentratieveranderingen van mg/l omgerekend naar mmol/l om in het volgende hoofdstuk een kwantitatieve benadering mogelijk te maken. Deze concentratieveranderingen zijn in drie decimalen aangegeven waarbij duidelijk is dat de laatste decimaal geen betekenis heeft en alleen dient om afrondingsfouten in het volgende hoofdstuk zoveel mogelijk te voorkomen.

Bovendien is in tabel 4 de som van de veranderingen in

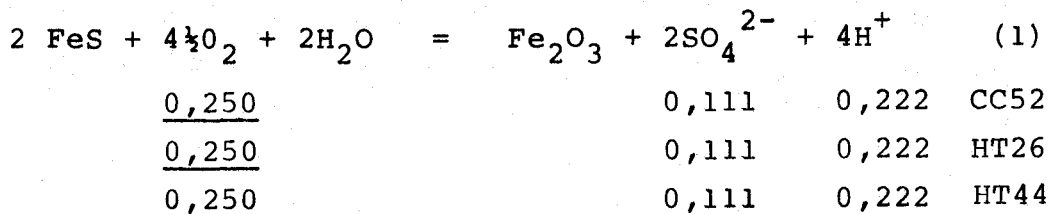
de concentraties van nitraat, sulfaat en waterstofcarbonaat en van calcium en magnesium aangegeven. Indien de concentraties van alle aanwezige ionen zouden zijn bepaald, dan zou vanwege het principe van elektroneutraliteit de som van de veranderingen in de concentratie van de anionen gelijk moeten zijn aan de som van de veranderingen in de concentratie van de kationen. Zoals al reeds is aangetoond bestaan er voor chloride geen verschillen in concentratie tussen de DIP en de onderzochte waarnemingsputten. Daarom is bij de anionen geen rekening gehouden met chloride. Van verschillende kationen is de concentratie niet bepaald. Het belangrijkste niet bepaalde kation is natrium. Er is echter geen vaste fase bekend waaruit natrium snel in oplossing kan gaan. Het is daarom onwaarschijnlijk dat er voor natrium om deze reden tussen de DIP en de bestudeerde waarnemingsputten een verschil in concentratie zal bestaan. Het is wel mogelijk dat door kationenomwisseling met in de formatie aanwezige kleimineralen, de natriumconcentratie tijdens het transport door de bodem enigszins toeneemt en de calciumconcentratie een equivalente hoeveelheid afneemt.

Omtrent een eventuele verandering in concentratie van natrium tussen de DIP en de bestudeerde waarnemingsputten zijn geen gegevens bekend. Het is daarom zonder nader onderzoek niet mogelijk de som van de veranderingen in de concentraties van nitraat, sulfaat en waterstofcarbonaat en die van calcium en magnesium met elkaar te vergelijken. Aangezien de veranderingen in concentratie van nitraat, sulfaat en waterstofcarbonaat tussen de DIP en de bestudeerde waarnemingsputten in alle gevallen significant zijn, is in paragraaf 6.5 voornamelijk met de veranderingen in de concentratie van deze anionen gewerkt.

6.5 Interpretatie van de analyseresultaten.

Combinatie van de gegevens uit tabel 3 en tabel 4 laat een toename in de concentraties van sulfaat, waterstofkarbonaat en calcium en een afname in de concentraties van nitraat en zuurstof tussen de DIP en de beschouwde waarnemingsputten zien. Uit tabel 3 is ook al gebleken dat de waarnemingsputten zich, met betrekking tot de veranderingen in concentratie van enige parameters, onderling verschillend gedragen. Daarom moet de bodem tussen de DIP en iedere waarnemingsput als een apart systeem behandeld worden.

Begonnen wordt met de toename in de sulfaat- en de afname in de zuurstofconcentratie. Deze kan het meest eenvoudig verklaard worden door de oxydatie van een S-bevattende verbinding. Aangezien de samenstelling van de bodem niet nauwkeurig bekend is wordt voorlopig de aanwezigheid van FeS verondersteld.

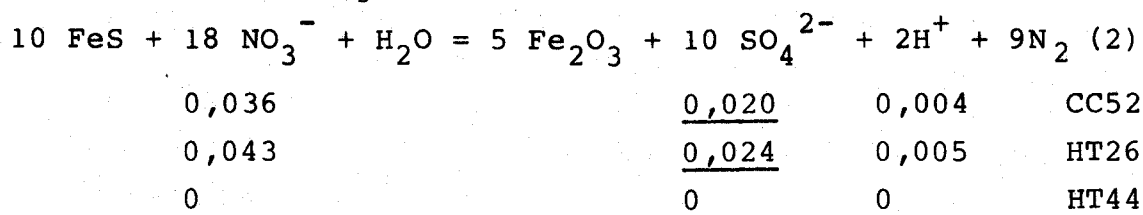


Vergelijking (1) geeft de hierbij behorende reactievergelijking weer, terwijl daaronder de concentratieveranderingen, in mmol/l, zijn aangegeven tussen de D.I.P. en de aangegeven waarnemingsputten.

Uit vergelijking (1) volgt dat 0,250 mmol/l O_2 (zie tabel 4) aanleiding geeft tot de vorming van 0,111 mmol/l SO_4^{2-} . Aangezien in de waarnemingsputten CC52 en HT26 de toename in de sulfaatkonzentratie groter is

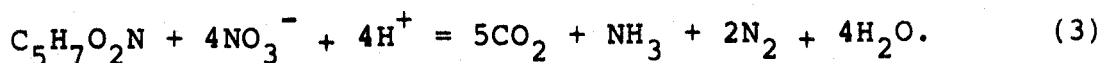
dan 0,111 mmol/l betekent dit dat de aanwezige hoeveelheid zuurstof limiterend is voor het verloop van deze reactie. Daarom is de waarde van de verandering in de zuurstofconcentratie onderstreept.

De toename in de sulfaatconcentratie is groter dan op deze wijze kan worden verklaard. Hoewel deze resterende concentraties klein zijn (voor CC52: 0,131 - 0,111 = 0,020 mmol/l, voor HT26: 0,135 - 0,111 = 0,024 mmol/l en voor HT44: 0,111 - 0,111 = 0 mmol/l) zijn zij toch van belang aangezien de veranderingen in concentratie tussen de DIP en de waarnemingsputten onderling verschillend zijn. (zie tabel 3) Om deze verschillen te verklaren moet nog een oxydatiemiddel aanwezig zijn. Dit kan nitraat zijn:



Op deze wijze kan de toename in de sulfaatconcentratie volledig verklaard worden. Volgens tabel 4 is de afname in de nitraatconcentratie groter dan met reactie (2) overeenkomt. Bij waarnemingsput CC52 resteert nog een afname in de concentratie van 0,123 - 0,036 = 0,087 en bij HT26 van 0,076 - 0,043 = 0,033 mmol/l, terwijl bij HT44 de afname in de concentratie natuurlijk onveranderd is gebleven, nl. 0,057 mmol/l.

Dit deel in de afname van de nitraatconcentratie moet nog in een andere oxydatiereactie verbruikt worden. Voorlopig is hiervoor de aanwezigheid van organisch materiaal verondersteld. Organisch materiaal kan chemisch worden aangegeven met de gemiddelde samenstelling van celmateriaal: $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$.



<u>0,087</u>	0,087	0,109	0,022	CC52
<u>0,033</u>	0,033	0,041	0,008	HT26
<u>0,057</u>	0,057	0,071	0,014	HT44

De in de reakties (1) en (2) gevormde en in reactie (3) verbruikte hoeveelheid H^+ is voor de beschouwde waarnemingsputten gelijk aan:

$$\text{CC52} : 0,222 + 0,004 - 0,087 = 0,139 \text{ mmol/l } \text{H}^+$$

$$\text{HT26} : 0,222 + 0,005 - 0,033 = 0,194 \text{ mmol/l } \text{H}^+$$

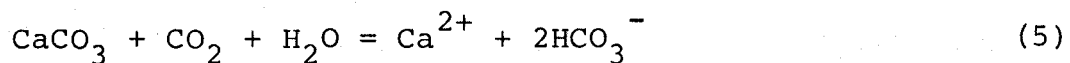
$$\text{HT44} : 0,222 - 0,057 = 0,165 \text{ mmol/l } \text{H}^+$$

Uit tabel 2 en 3 blijkt dat, hoewel de verandering in pH significant is, de pH niet noemenswaard verandert. Dit betekent dat de gevormde hoeveelheden H^+ volgens de volgende bufferreactie, met behulp van kalk, worden verbruikt:



<u>0,139</u>	0,139	0,139	CC52
<u>0,194</u>	0,194	0,194	HT26
<u>0,165</u>	0,165	0,165	HT44

Aangezien uit tabel 4 blijkt dat de gevormde hoeveelheid waterstofkarbonaat veel groter is dan met reactie (4) overeenkomt, moet nog meer kalk in oplossing zijn gegaan. Dit kan gebeuren onder invloed van het gevormde vrij koolzuur, CO_2 .



0,103	0,103	<u>0,205</u>	CC52
0,113	0,113	<u>0,226</u>	HT26
0,050	0,050	<u>0,099</u>	HT44

Aangezien de verandering in de CO_2 concentratie tussen de DIP en de waarnemingsputten niet is gemeten is het niet mogelijk het voorgestelde reaktieschema te controleren. Wel is het opvallend dat de som van de in reaktie (4) en (5) gevonden toename in de calcium-koncentratie voor iedere waarnemingsput goed overeenstemt met de som van de veranderingen in de concentratie van de anionen.

6.6 Konklusie.

Door oxydatie van ferrosulfide en organisch materiaal met behulp van zuurstof en nitraat en het in oplossing gaan van kalk zijn de gevonden veranderingen in concentratie van nitraat, sulfaat, waterstofkarbonaat en zuurstof aannemelijk te maken. Ter bevestiging van deze verklaring zullen de aanwezigheid en indien aanwezig, de aard en hoeveelheid van ferrosulfide, organische stof en kalk in de formatie, waarin het water wordt geïnfiltreerd, moeten worden nagegaan. Ook andere dan de beschreven reakties kunnen voorkomen, bijvoorbeeld reakties, waarin mangaan en silikaten zijn betrokken.

Aangezien de aanwezigheid van sulfide, organische stof en kalk in de formatie is verondersteld en deze parameters in het voorgestelde systeem worden verbruikt, moeten deze reakties aflopend zijn. Dit houdt in dat het geaereerde milieu, dat nu ongetwijfeld rond de DIP aanwezig is, zich met de tijd vanaf de DIP zal uitbreiden. In de besproken waarnemingsputten zullen na verloop van tijd dan ook nitraat en vervolgens zuurstof in toenemende concentratie aangetoond kunnen worden.

In de omstorting rond de DIP is, door de toevoer van

voedingsstoffen en zuurstof, de situatie zodanig dat groei van aerobe mikro-organismen mogelijk is. Indien inderdaad een dergelijke groei aanwezig is, zou dit aanleiding kunnen geven tot een zekere mate van verstopping.

6.7 Verder onderzoek.

Voorgaande hoofdstukken hebben aangegeven dat aan de chemische kant van het persputtenonderzoek nog veel onderzoek nodig is. Dit onderzoek zal zich moeten uitstrekken tot:

- a de samenstelling van de vaste fase van de bodem waarin wordt geïnfiltreerd. Dit om het voorgestelde reaktieschema te kunnen toetsen;
- b de oorzaak van de zeer geringe verstopping.
Nagegaan zal moeten worden of deze verstopping van mikrobiologische dan wel van chemische oorsprong is. Daartoe moet de proef worden voortgezet om na te gaan of de verstopping al of niet toeneemt;
- c de bedrijfsvoering. Een belangrijk onderdeel daarbij is de snelheid van infiltratie. Nagegaan moet worden of bij een andere infiltratiesnelheid de mate van putverstopping en de veranderingen in de chemische samenstelling van het infiltratiewater gelijk blijven.

Om dit laatste te onderzoeken is, sedert 1 april 1975, de infiltratiesnelheid verhoogd van 37 naar 60 m³/h.

Op wat langere termijn is onderzoek noodzakelijk naar de samenstelling van het teruggewonnen geïnfiltreerde water. In de bodem kunnen verschillende typen water onderscheiden worden: het geïnfiltreerde water waarvan de samenstelling ongewijzigd is in de omgeving van de DIP,

het geïnfiltreerde water met een gewijzigde samenstelling op iets grotere afstand en het oorspronkelijke grondwater op nog grotere afstand. Bij terugwinning van het geïnfiltreerde water zal in meer of mindere mate een mengsel van deze typen aangetrokken worden. Het oppompen van een mengsel van verschillende watertypen geeft dikwijls aanleiding tot problemen bij de waterwinning (o.a. putverstopping) en de zuivering (o.a. voortijdige ontijzering). De samenstelling van het teruggewonnen water zal worden bepaald door de methode van terugwinning, b.v. door de DIP of door een aparte put, de bedrijfsvoering, b.v. snelheid van infiltratie, frequentie van infiltratie en terugwinnen en de hydrologische omstandigheden, b.v. verplaatsing van het geïnfiltreerde water in de stromingsrichting van het grondwater.

Tenslotte zal voortgezet onderzoek moeten leiden tot een voorspelling van de veranderingen welke in de samenstelling van het te infiltreren water zullen optreden, als ook van de uiteindelijke samenstelling van het water dat zal worden teruggewonnen. Dit geldt niet alleen voor de Drinkwater Infiltratie Put maar evenzeer voor de andere putinfiltratieprojecten.

7. ONDERGRONDSE VERBREIDING VAN HET GEINFILTREERDE WATER

7.1 De reistijd van het geïnfiltreerde water

Het resultaat van chemische omzettingen is o.a. afhankelijk van de kwaliteit van het ingaande water. De kwaliteit van dit water varieert, waardoor een goede interpretatie van meetresultaten over lange perioden uitsluitend mogelijk is, indien men de reistijd van het monsterwater in de bodem in acht neemt. Deze reistijd kan geschat worden aan de hand van het infiltratiedebiet en het volume van het watervoerend pakket binnen een straal welke gelijk is aan de afstand van de put tot de peilbuis waaruit het watermonster wordt onttrokken.

Door de opbouw van de bodem uit vele, meer en minder doorlatende lagen, zal de snelheid van het bodemwater in de verschillende lagen sterk uiteenlopen. Hierdoor hoeft de berekende reistijd van het water, dat op een bepaald moment uit een bepaald filter wordt onttrokken, in het geheel niet met de werkelijke overeen te komen (lit.12).

Het gebruik van tracers ter bepaling van de werkelijke reistijd zal in gevallen dat deze tijd (veel) groter is dan de tijd tussen twee opeenvolgende monsternames, de beste resultaten opleveren. Voor kleinere reistijden zal van de benaderende, theoretische methode gebruik moeten worden gemaakt, totdat deze proefondervindelijk is bepaald. Als tracer kan dienen het chloridegehalte van het infiltratiewater, daar dit sterk van dat van het oorspronkelijke grondwater afwijkt, en bovendien aan wisselingen onderhevig is en niet of nauwelijks aan ondergronds aflopende processen deelneemt.

Door het op elkaar passen van ten opzichte van elkaar

verschoven en op transparant papier getekende chloride-tijd-diagrammen van de verschillende monsterpunten en het ingaande water, kan een schatting worden gemaakt van de tijd welke het ingevoerde water nodig heeft om van de put naar de verschillende monsterpunten te stromen.

De theoretische verblijftijd is eveneens berekend (zie volgend hoofdstuk en de verkregen resultaten zijn in onderstaande tabel weergegeven.

tabel 5: Vergelijking van theoretische en gemeten reistijd van het ingevoerde water.

waarnemings- post	afstand tot DIP (m)	theoretische reistijd (dagen)	met behulp van Cl ⁻ -gehalte bepaalde reis- tijd (dagen)
CC	6	1,4	-
HT	15	9	-
H11	36,5	53	+ 60 dagen
H10	87	297	+ 300 dagen
H8	189	1430	front is nog niet aange- komen

De gemeten verblijftijd is aldus in redelijke overeenstemming met de theoretische. Hierbij moet worden opgemerkt dat in januari 1974 het chloride-gehalte van peilfilter H10 scherp is opgelopen, maar dat het gehalte van het 300 dagen tevoren geïnfiltreerde water niet werd bereikt.

Na januari is het chloride-gehalte van peilfilter H10 zeer langzaam verder toegenomen. (zie bijlage 12). Een verklaring voor dit verschijnsel kan als volgt worden gevonden: Het peilfilter van put H10 bevindt zich op

23 m - NAP, dit is ca. 5 m beneden de aanwezige klei/veenlaag.

De eerste meters onder deze laag bestaan veelal uit dekzanden, aeolische fijnzandige afzettingen uit het Weichselien. Het peilfilter bevindt zich ter plaatse juist onder deze dekzanden in de iets grovere lagen van het interglaciale Eemien.

In de fijnere dekzanden zal het infiltratiewater minder snel stromen dan in de Eemlagen hieronder. De hydrodynamische dispersie zal nu voor een afgifte van chloride ionen van het (in de Eemlagen) snellere drinkwaterfront aan het nog aanwezige grondwater in de hogere dekzanden zorgen. Dit heeft tot gevolg dat de concentratie van het chloride in het bovenste deel van de Eemlagen, dus ter plaatse van het peilfilter afneemt, zodat bij aankomst van het drinkwaterfront de verwachte hoge chloridegehalten niet onmiddellijk worden bereikt (zie bijlage 11) (lit. 14, 15).

7.2 Theoretische verbreiding van het geïnfiltreerde water

Indien zonder infiltratie geen stroming in het watervoerend pakket aanwezig zou zijn, dan geldt, onder de veronderstelling van een homogeen en isotroop watervoerend pakket, dat het ingebrachte volume gelijk is aan de beschikbare inhoud van een ronde cylinder watervoerend pakket met een straal volgens:

$$Q \cdot t = \pi r^2 \cdot D \cdot \mu$$

waarin:

Q = infiltratiedebiet; t = tijd; r = afstand tot de put;

D = pakketdikte; μ = effectieve porositeit.

$Q = 37 \text{ m}^3/\text{h}$, met D ter plaatse van de DIP = 30 m en een porositeit die 35 à 40% zal bedragen.

Indien wél een basisstroming aanwezig is, wordt de stromingstoestand gekompliceerder en ontstaat er een zone waar het infiltratiewater nooit zal komen.

Op een isohypsenkaart van het gebied van december 1972 is te zien dat het verhang ter plaatse van de DIP op die datum ca. 1/1800 bedroeg en dat toenmaals de stroming ongeveer loodrecht op de lijn der peilmiddelen plaatsvond.

Het stroomopwaarts gelegen punt dat het injectiewater onder deze omstandigheden nog juist zal kunnen bereiken, ligt op 254 m afstand van de put. Dit volgt uit de eis dat het verhang daar ter plaatse gelijk aan nul moet zijn:

$$-\frac{Q}{2\pi kD r} + \frac{1}{1800} = 0 \quad \rightarrow r = 254 \text{ m}$$

De oplossing van de frontverplaatsing van injectiewater in een veld met uniforme basisstroming, is gegeven door Bear en Jacobs (lit. 13). Hier zal worden volstaan met de toepassing van de door hun gevonden formule. De frontvergelijking ten tijde $\bar{t}$ wordt volgens hun gegeven door de volgende betrekking:

$$e^{\bar{x}-\bar{t}} = \cos \bar{y} + \frac{\bar{x}}{\bar{y}} \sin \bar{y}$$

$$\text{waarin } \bar{x} = \frac{2\pi q_0}{Q} x ; \bar{y} = \frac{2\pi q_0}{Q} y \text{ en } \bar{t} = \frac{2\pi q_0^2}{\mu D Q} t$$

$$\text{met } q_0 = kDi = 1000 \frac{1}{1800} = 0,555; Q = 37.24 = 980 \text{ m}^3/\text{d},$$

$D = 30 \text{ m}$ en $\mu = 0,37$, volgt:

$$\bar{x} = \frac{1}{254} x , \bar{y} = \frac{1}{254} y \text{ en } \bar{t} = \frac{1}{5140} t$$

waarin x en y de reële coördinaten en t de werkelijk tijd voorstellen.

Het punt ($\bar{x} = 1$, $\bar{y} = 0$) komt overeen met het eerder gevonden stagnatiepunt.

Voor meetpunten H10 en H8 op resp. 87 en 189 m van de DIP geldt dus:

$$\bar{y} = \frac{87}{254} \text{ resp. } \frac{189}{254} \text{ en } \bar{x} = 0$$

Met bovenstaande formule volgt dat het front na 294 en 1575 dagen bij H10 respectievelijk H8 aan zou moeten komen.

Deze waarden verschillen nauwelijks van de waarden berekend volgens de radiale verbreiding (zie tabel 5 en 6). Uit tabel 6 volgt dat de invloed van de basisstroom op de reistijd van het geïnfiltreerde water voor deze peilputten nog verwaarloosd mag worden. Deze invloed wordt pas merkbaar voor waarnemingsfilters op afstanden die groter zijn dan 150 à 200 m van de put.

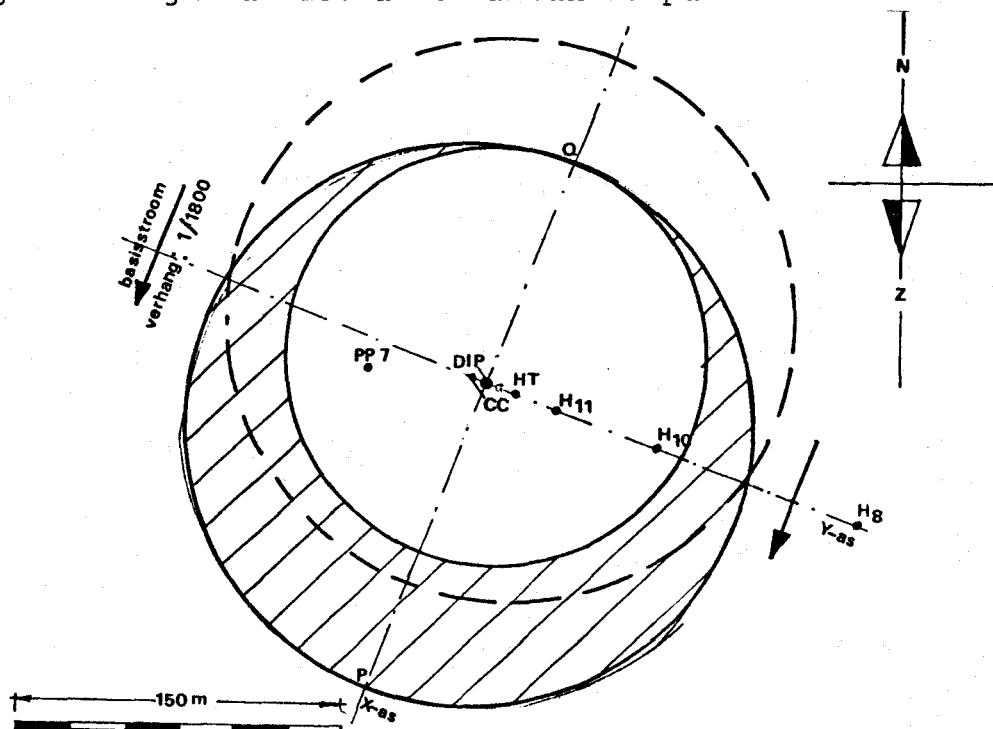


fig. 1 verbreiding van het geïnfiltreerde water na 2 jaar infiltratie en de situatie bij terugwinning

Tabel 6: Vergelijking tussen theoretische reistijden voor het geval dat wel en dat geen basisstroom aanwezig is.

waarnemings- put	afstand (m)	theoretische reistijd bij radiale ver- breiding (dagen)	theoretische reistijd bij een basisver- hang van 1/ 1800 (dagen)
CC	6	1,4	1,4
HT	15	9	9
H11	36,5	53	53
H10	87	297	308
H8	189	1430	1540

Zoals uit lit. 13 kan worden ontnomen is het verbredingspatroon in ons geval na 720 dagen nog praktisch cirkelvormig en in zijn geheel over 23,5 m stroomafwaarts bewogen.

Dit kan worden berekend uit de betrekking:

$$e^{\bar{x} - \bar{t}} = \cos \bar{y} + \frac{\bar{x}}{\bar{y}} \sin \bar{y}$$

Voor $t = 720$ dagen volgt $\bar{t} = 0,14$.

Stelt men $\bar{y} = 0$ dan geeft de betrekking zowel het meest stroomafwaarts als het meest stroomopwaarts gelegen punt van het infiltratiewaterfront. (zie fig. 1, punten P en Q)

De oplossing van deze vergelijking is:

$$\bar{x}_1 = - 0,440 \quad \text{en} \quad \bar{x}_2 = + 0,626$$

De werkelijke coördinaten worden verkregen door vermenig-

vuldiging met 254:

$$x_1 = - 112 \text{ m} \quad \text{en} \quad x_2 = + 159 \text{ m}$$

Het centrum van de bel geïnfiltreerd water bevindt zich derhalve op

$$(- 112 + 159)/2 = 23,5 \text{ m stroomafwaarts van de put.}$$

Zou men na 2 jaren infiltreren besluiten het geïnfiltreerde water onmiddellijk te gaan terugwinnen met hetzelfde debiet, dan zou na nog eens 2 jaar het volume water aan het pakket zijn onttrokken dat zich, op het moment dat de infiltratie werd gestaakt, binnen de gestippelde cirkel bevond.

Duidelijk is te zien dat na een zekere tijd te zamen met het geïnfiltreerde water oorspronkelijk grondwater wordt opgepompt. Wil men dit vermijden dan moet de terugwinning gestaakt worden zodra het volume water is teruggewonnen dat zich op het moment dat met pompen werd begonnen binnen de kleinste getekende cirkel bevond. In dit geval kan het gearceerde deel (47% van het totaal) van het geïnfiltreerde water niet worden teruggewonnen, hetgeen als economisch verlies moet worden beschouwd. Naarmate de infiltratie langer duurt voordat met terugnemen wordt begonnen neemt dit percentage nog toe.

8. Konklusies en verworven inzicht.

Een belangrijk deel van de kennis die noodzakelijk is om deze manier van infiltreren succesvol op bedrijfs-schaal te kunnen toepassen is in de afgelopen proef-periode verkregen. Omdat de verstopping onbetekenend is gebleven, zouden door injectie van dit drinkwater reeds nu situaties kunnen worden hersteld, waar voorheen door te sterke onttrekking van grondwater het diepe zoute water te hoog is opgetrokken. Ook zou kunnen worden overwogen door drinkwaterinjectie een ondergrondse watervoorraad op te bouwen in tijden dat de drinkwater-afname gering is en tevens over een relatief goede kwaliteit rivierwater wordt beschikt. Door terugwinning van dit water, in tijden dat de omgekeerde situatie zich voordoet, kan de gemiddelde kwaliteit van het drinkwater worden verbeterd (zoutgehalte).

Met nadruk moet er op worden gewezen dat diepe infiltratie met een ander soort drinkwater ook andere resultaten zou kunnen geven. Ook indien het drinkwater van een willekeurig punt uit het distributienet zou zijn betrokken, in plaats van het huidige punt vlakbij het pompstation, zou het resultaat ongunstig kunnen zijn geweest. Deze proef toont tot dusverre aan dat in principe putinfiltratie mogelijk is. In hoeverre dit ook geldt voor andere watersoorten en op andere lokaties zal door aparte plaatselijke proefnemingen worden uitgezocht.

Hiernaast is inzicht verkregen in de veranderingen in de chemische samenstelling van het geïnfiltreerde water die tijdens bodempassage optreden. Deze worden veroorzaakt doordat het ingevoerde water niet in een chemisch

evenwicht verkeert met de formatie. De formatie bezit een anaeroob milieu en introductie van aeroob infiltratiewater geeft aanleiding tot een aantal redox-reakties. De gevonden concentratieveranderingen kunnen worden verklaard met het optreden van de volgende processen: Oxydatie van sulfide en organisch materiaal door zuurstof en nitraat, en door het in oplossing gaan van kalk. Deze veranderingen zijn tot nog toe zodanig, dat het water bij terugwinning een nazuivering (beluchting, filtratie) zal moeten ondergaan, alvorens als drinkwater te kunnen worden gedistribueerd. Bij minder goede waterkwaliteiten en/of andere bodemsamenstelling is daarentegen een kwaliteitsverbetering mogelijk, zoals optreedt bij de bijna 30 jaar in Nederland toegepaste infiltratie van rivierwater in open infiltratiebekkens en kanalen.

Aangezien sulfide, organisch materiaal en kalk slechts in eindige hoeveelheden in de formatie aanwezig zijn, treedt uitloging van deze stoffen op. Dit betekent dat rondom de injectieput een zone zal ontstaan waarin deze stoffen niet meer zullen voorkomen. Deze zone zal zich steeds verder in de formatie uitbreiden. Dit aspect kan van grote betekenis zijn bij de terugwinning van het geïnfiltreerde water. Heeft deze zone zich eenmaal tot een winningsput uitgebreid, dan worden door deze put gelijktijdig verschillende soorten water aangetrokken. Bij chemische "inkompatibiliteit" van deze watersoorten zou een ernstige verstopping van de winningsput kunnen optreden. Met name geldt dit waar het de voortschreiding van de aerobe zone betreft en na een bepaalde tijd aeroob geïnjekteerd water samen met anaeroob ijzerhoudend grondwater wordt aangetrokken.

Tegen het eind van de proefperiode kon worden gekonstateerd, dat dit aspekt niet slechts denkbeeldig is: In de peilputten op 6m en op 15m afstand van de put werden toen enige milligrammen zuurstof gemeten. Dit was tevoren nog niet voorgekomen.

Voorts is de ondergrondse verbreiding van het geïnfiltreerde water belangrijk. Meestal is in het watervoerend pakket reeds een stroming voorhanden die niet door de infiltratie wordt teweeggebracht, waardoor deze ondergrondse verbreiding van het geïnfiltreerde water niet cirkelvormig is. Bij toepassing van dual-purpose-putten (putten die een deel van de tijd als injectieput en een deel van de tijd als onttrekkingsput fungeren) zal in dit geval slechts een gedeelte van het geïnfiltreerde water kunnen worden terugwonnen. Vindt de infiltratie plaats in een pakket dat oorspronkelijk zout water bevatte dan moet de onttrekking gestaakt worden, zodra dit zoute water wordt opgepompt. Het niet terugwinbare deel van het geïnfiltreerde water geldt als economisch verlies. Ook als de infiltratie plaats vindt in een van oorsprong zoet watervoerend pakket is er sprake van een dergelijk economisch verlies; doch nu behoeft de winning niet onmiddellijk te worden stopgezet. Bij voortzetting van de onttrekking wordt ook hier een mengwater aangetrokken, wat onder bepaalde omstandigheden putverstopping tot gevolg kan hebben (zie boven).

Past men voor de infiltratie en de onttrekking aparte putten toe, dan lijkt het, bij een goede opstelling van de putten, theoretisch mogelijk om al het geïnfiltreerde water terug te winnen. De bodem is echter in de meeste gevallen niet isotroop, maar opgebouwd uit een hoeveelheid van lagen met zowel verschillende doorlaat-

als ook chemische eigenschappen. Derhalve is de snelheid waarmee de boven aangeduide zone zich uitbreidt in iedere laag anders. Om deze reden zal ook hier de winningsput gedurende een bepaalde periode een mengwater aantrekken wat wederom tot verstopping van de put aanleiding kan geven.

Naast de verkregen inzichten zijn evenwel nog een aantal vraagtekens blijven bestaan: Hoe zal de nu nog onbetekenende verstopping zich op den duur ontwikkelen? Wat is precies de oorzaak van de verstopping en op welke manier zou zij wellicht geheel zijn op te heffen en te voorkomen?

Ook ten aanzien van het kompleks van de in de bodem aflopende processen is nog niet het laatste woord gezegd. Met name waar het gaat om de snelheid waarmee bepaalde (fysisch-)chemische "reaktie-fronten" in de bodem oprukken. Bovendien behoeft de ondergrondse verbreiding van het geïnfiltreerde water op een aantal punten nog nader onderzoek.

Zijn de noodzakelijke inzichten ten aanzien van bovenstaande punten verkregen dan moet het onderzoek nog op de terugwinning van het geïnfiltreerde water worden toegespitst, daar de proef niet volledig kan zijn zonder dat dit aspekt voldoende is onderzocht, en zoals aangeduid juist op dit punt problemen kunnen ontstaan.

9 Voortzetting van het onderzoek.

Dit rapport behandelt de proefnemingen met de drinkwaterinfiltratieput te 's Gravenhage over de periode van 29 maart 1973 tot 22 april 1975.

De proefnemingen met deze put zijn echter momenteel nog gaande. Op 23 april 1975 is het infiltratiedebiet verhoogd en bedraagt sedertdien gemiddeld $60 \text{ m}^3/\text{h}$ in plaats van $37 \text{ m}^3/\text{h}$. Deze infiltratie met verhoogd debiet, met het doel sneller meer inzichten omtrent de verlopende processen te verkrijgen, zal voorlopig een jaar lang worden gehandhaafd.

Hierna zal nog onderzoek moeten worden uitgevoerd dat specifiek op de terugwinning van het geïnfiltreerde water is gericht.

Sedert 29 juli 1974 heeft de Duinwaterleiding van 's Gravenhage op haar terrein een tweede infiltratieput in gebruik. Deze put wordt gevoed met het ruwe water van de Duinwaterleiding nadat het in een proef-flocculatieinstallatie is gecoaguleerd en gefiltreerd. Dit ruwe water is afkomstig uit de Lek bij Bergambacht waar het een filtratie heeft ondergaan en vanwaar het via een ca 45km lange leiding naar de infiltratiepannen van de Duinwaterleiding wordt gepompt.

De infiltratie wordt in hoge mate bemoeilijkt door de labiliteit van genoemde flocculatieinstallatie waardoor het nog te vroeg is om op de resultaten in te gaan.

In de toekomst zullen meer proefputten in bedrijf zijn. Het PWN heeft reeds een put laten bouwen in Castricum en zal via deze put, na oktober 1975, drinkwater dat in Andijk uit IJsselmeerwater wordt bereid tussen 80 en 90m - NAP infiltreren, onmiddellijk boven

het zoet-zout grensvlak.

Gemeentewaterleidingen zullen in Leiduin een put gaan slaan waarmee WRK-water uit Jutphaas zal worden geïnfiltreerd. Omdat verstopping in deze put onvermijdelijk zal zijn wordt zij van een automatisch bediende onderwaterpomp voorzien, welke frequent schoonpompen van de put mogelijk maakt. Deze put zal in 1976 gereed komen, evenals een put van Hoogovens IJmuiden B.V., waarmee zout koelwater in de bodem zal worden teruggevoerd.

In nauwe onderlinge samenwerking plannen het WMN en het RID een persputproef in de Utrechtse Heuvelrug bij Leersum. Het water voor deze put zal oevergrondwater zijn dat gewonnen zal worden van onder de uiterwaarden bij Amerongen, waarna het nog een vergaande zuivering zal ondergaan. Het kenmerkende van dit project is, dat de infiltratie plaats zal vinden in een watervoerend pakket dat een aeroob milieu bezit, hetgeen in het Westen van het land niet voorkomt. De aanvangsdatum van dit project is nog onzeker.

Ook de Dienst der Zuiderzeewerken plant persputproeven met het doel grondwaterstanden te kunnen beheersen die door de aanleg van de IJsselmeerpolders teveel zouden kunnen veranderen. Deze projecten zullen waarschijnlijk in 1977 van start kunnen gaan.

L I T E R A T U U R L I J S T

1. Bulten, B. Brandes, M.C. van Puffelen, J.
Verslag van het bezoek aan de U.S.A. (1974),
Commissie Infiltratie, Werkgroep Persputten.
Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland.
2. Jubboori, S.A. Stewart, G.L. and Adran, D.D.
Aquifer clogging in combined waste water recharge.
Journal WPCF, 46 (1974) 12, pp 2732-2744.
3. Ripley, D.P. and Saleem, Z.A.
Clogging in simulated glacial aquifers due to
artificial recharge.
Water Resources Research, 9 (1973) 4, pp 1047-1057.
4. Brown, D.L. and Silvey, W.D.
Underground Storage and Retrieval of fresh water from
a brackish-water aquifer.
Second International Symposium on Underground Waste
Management and Artificial Recharge, New Orleans
Louisiana, September 26-30, 1973, pp 379-419.
5. Rahman, A., Smerdon, E.T. and Hiler, E.A.
Effect of Sediment Concentration on Well Recharge in
a Fine Sand Aquifer.
Water Resources Research, 5 (1969) 3, pp 641-646.
6. Sniegocki, R.T. and Brown, R.F.
Clogging in Recharge Wells, Causes and Cures
Artificial Groundwater Recharge Conference,
University of Reading, England, 21-24 September 1970,
pp 337-357

7. Rebhun, M. Schwarz, J.
Clogging and Contamination Processes in Recharge Wells.
Water Resources Research, 4 (1968) 6, pp 1207-1217.
8. Sniegocki, R.T. 1959.
Plugging by air entrainment in artificial-recharge tests.
Water Well Journal, 12 (1959) 6, pp 17-18.
9. Sniegocki, R.T.
Problems in artificial recharge through wells in the Grand Prairie Region, Arkansas.
U.S.G.S, Water Supply Paper 1615-F,
Washington 1963, 25 pp.
10. Felsenthal, M. and Carlberg, B.L.
Measuring quality of injection waters.
The Petroleum Engineer, Nov. 1956, pp B53-B58.
11. Cleasby, J.L.
Approaches to a filtrability index for granuler filters.
Journal AWWA, Aug. 1969, pp 372-381.
12. Mercado, A.
The spreading pattern of injected water in a permeability stratified aquifer.
TAHAL-Water planning for Israel Ltd., Tel-Aviv, 1966.
13. Bear, J and Jacobs, M
On the movement of water bodies injected into

aquifers.

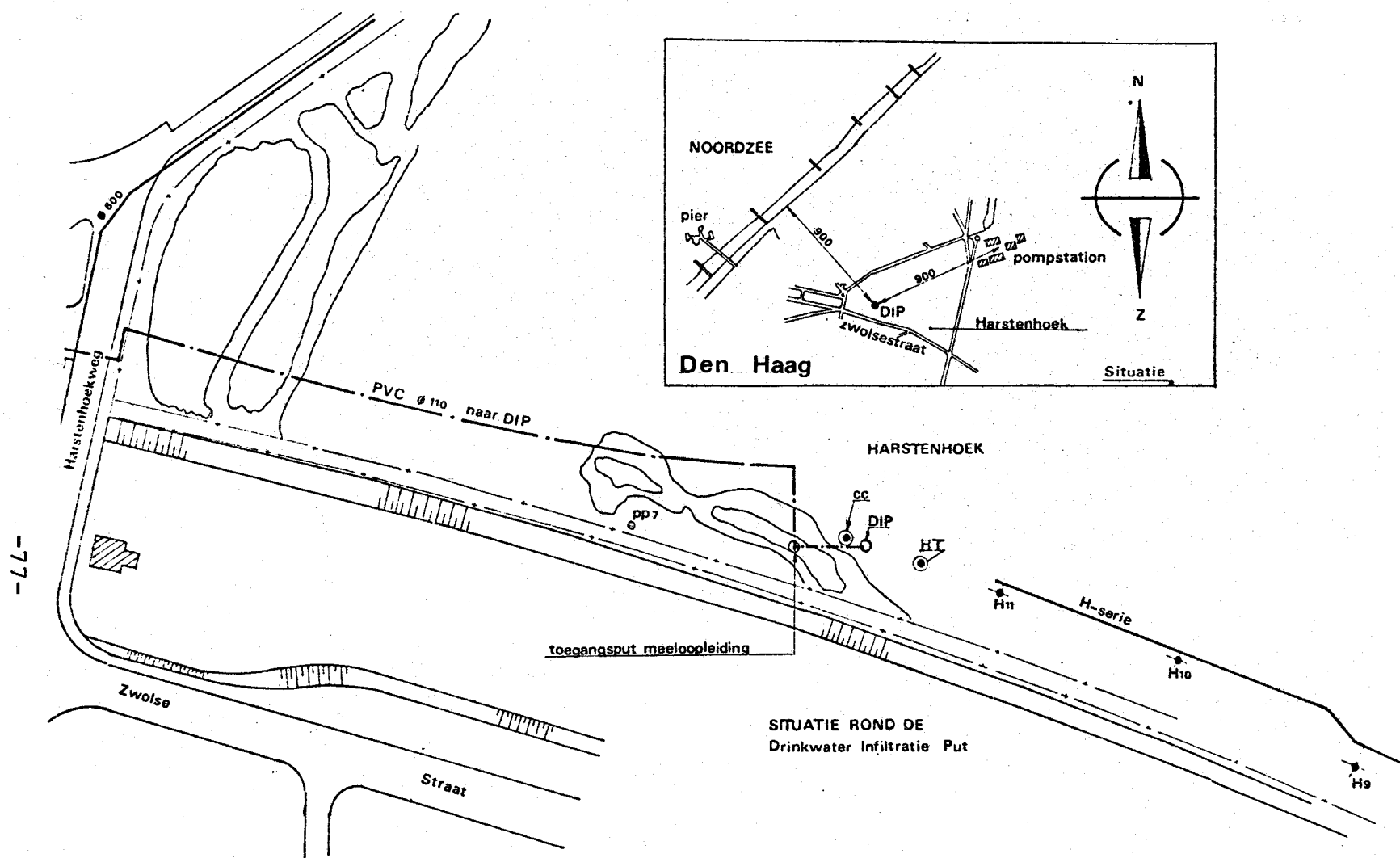
Journal of Hydr. 3 (1965) pp 37-57.

14. Harpaz, Y. and Bear, J.
Investigations of mixing of waters in underground storage operations.
TAHAL-Water planning for Israel 1963.
15. Verruijt, A.
Transportverschijnselen bij lozing in de ondergrond.
Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek.
Cursus Ondergrondse lozing van afvalstoffen, Delft, 1972-1973
16. Schaapman, J.E.
Berekeningen van de geohydrologische grootheden K_D en c in de watervoerende laag van het diepe-duinpakket op ca. 20 - 40 m - NAP nabij de drinkwater infiltratieput (DIP).
Duinwaterleiding van 's-Gravenhage 1974.
17. Sniegocki, R.T. Bayley, F.M. and Engler, K.
Equipment and control used in studies of artificial recharge in the Grand Prairie Region, Arkansas.
U.S.G.S. Wat. Suppl. Paper 1615-c, Washington 1963.
18. Sniegocki, R.T. and Reed, J.E.
Principles of Siphons, with respect to the artificial recharge studies in the Grand Prairie Region, Arkansas.
U.S.G.S. Water Suppl. Paper 1615-D, Washington 1963.
19. Jaarverslag Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (1973).
20. Jaarverslag Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (1974).

21. Wijvekate M.L.

Verklarende Statistiek

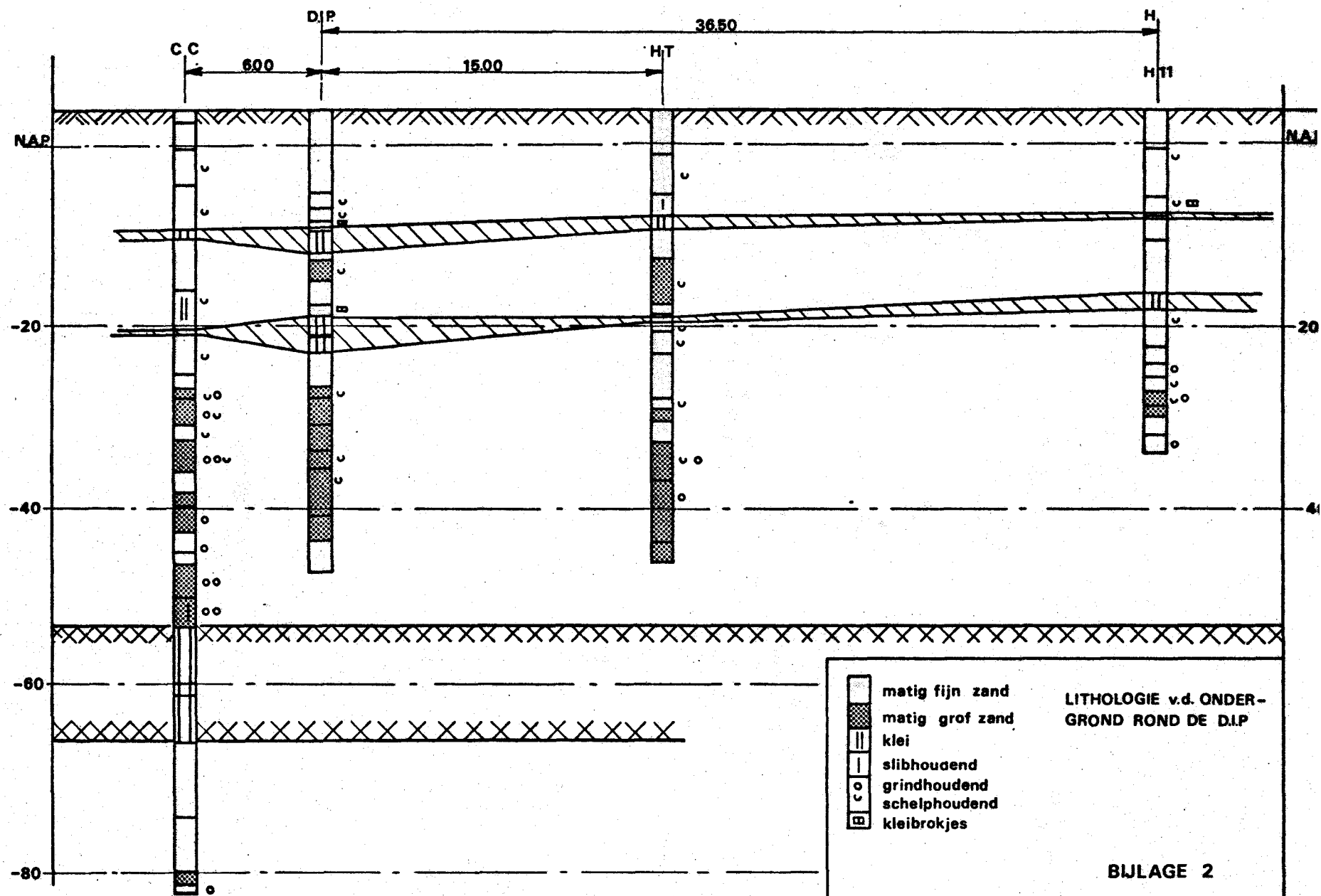
Uitg. Het Spectrum N.V. Aulaserie nr. 39, Utrecht 1971

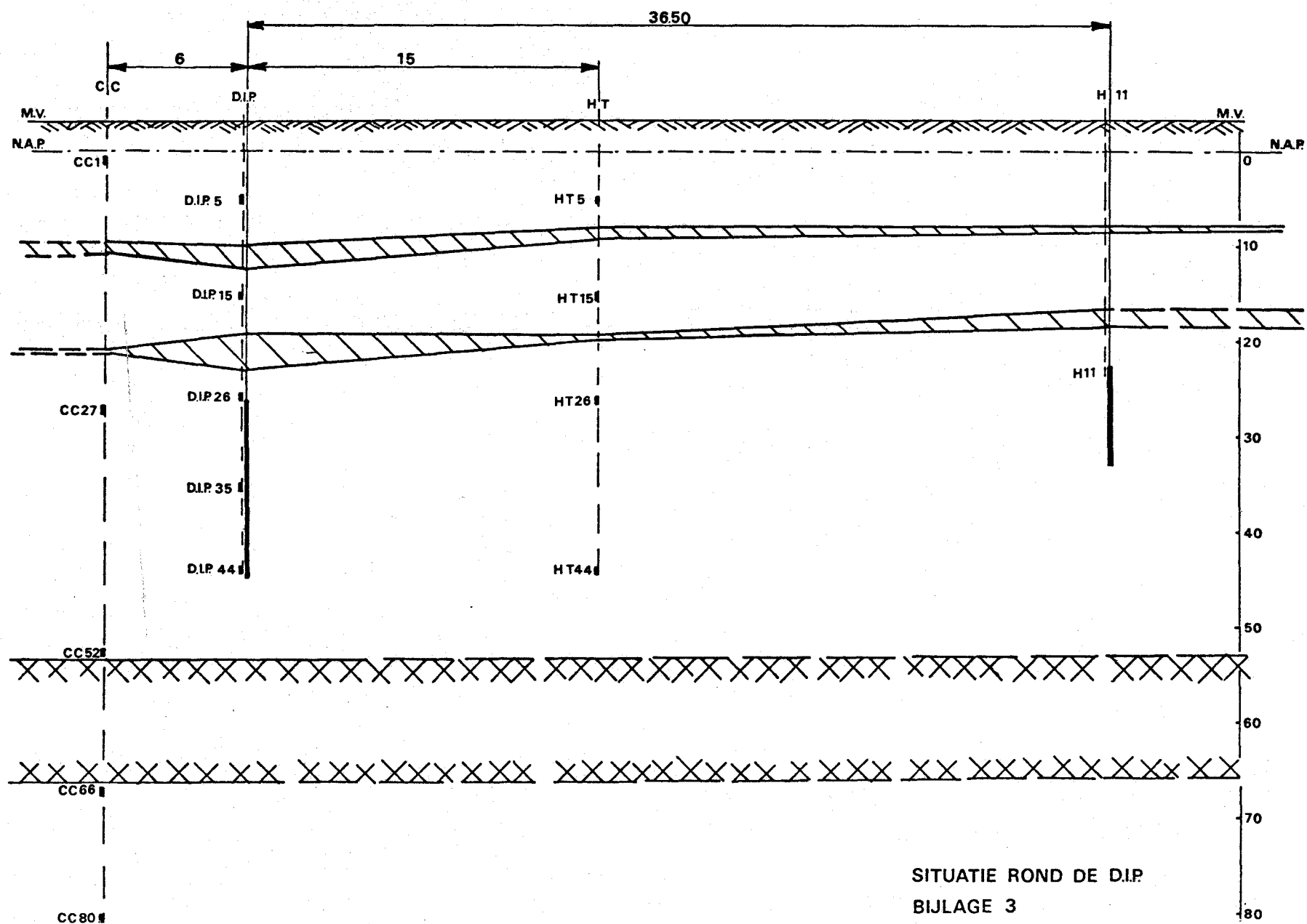


Bebouwde kom

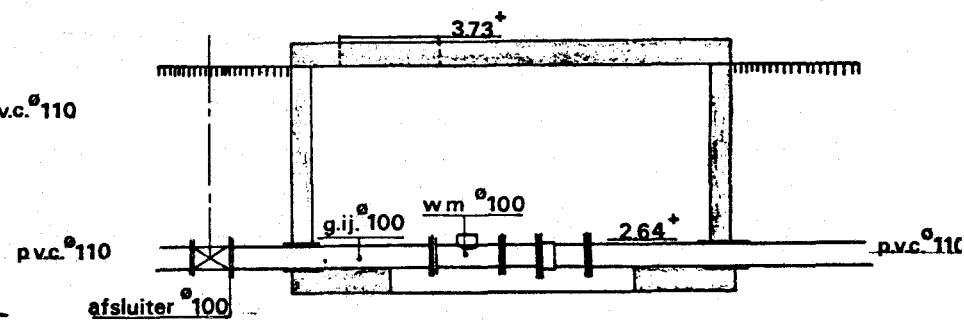
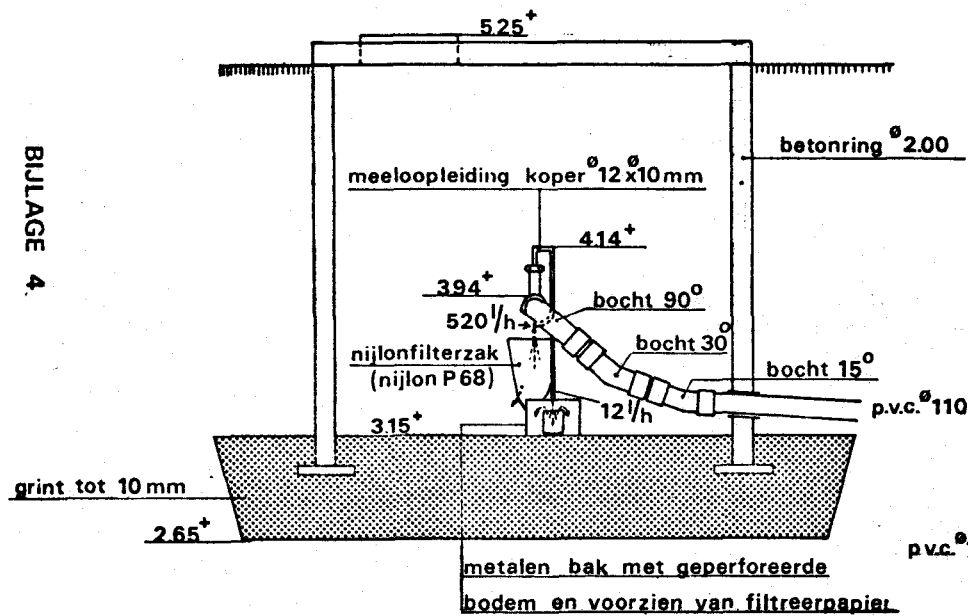
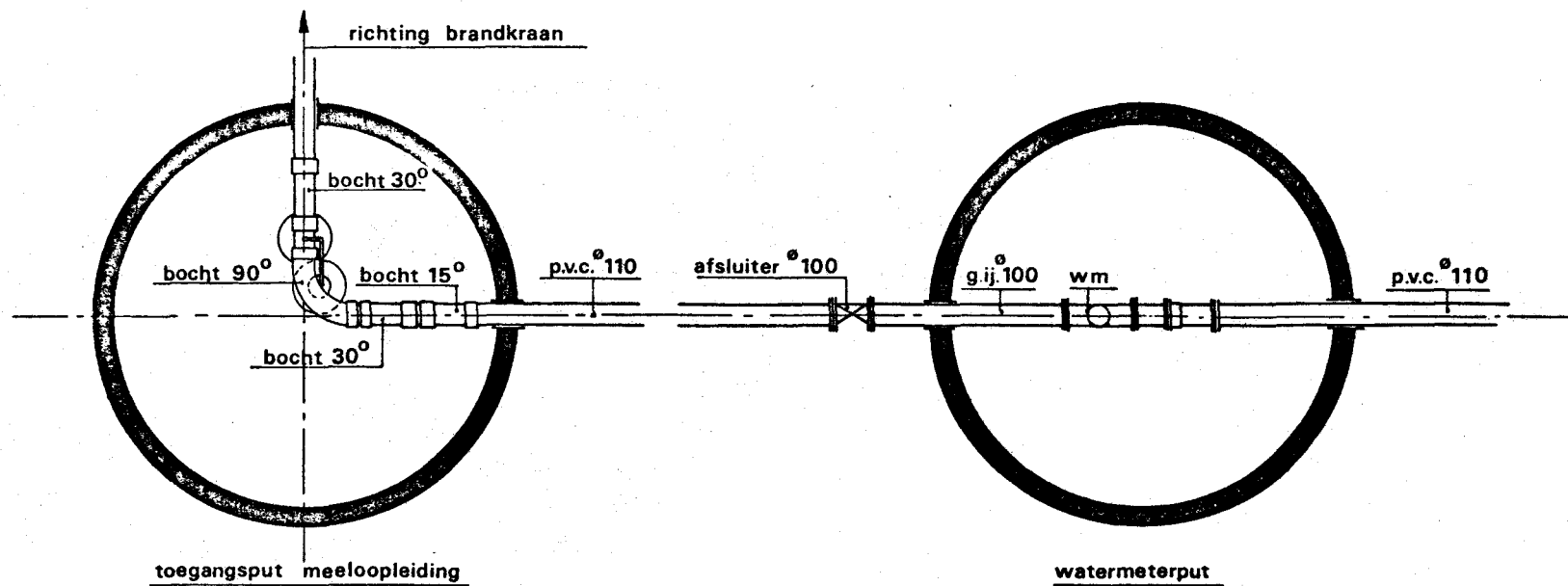
SITUATIE ROND DE
Drinkwater Infiltratie Put

BIJLAGE 1

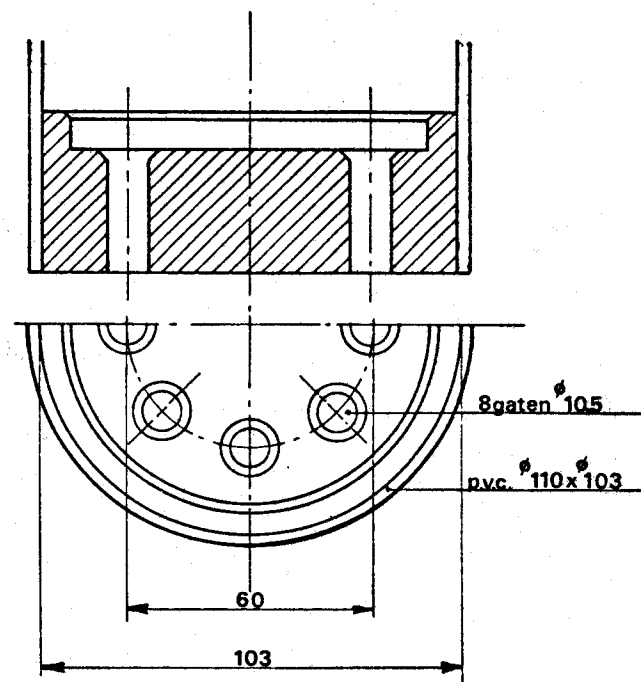
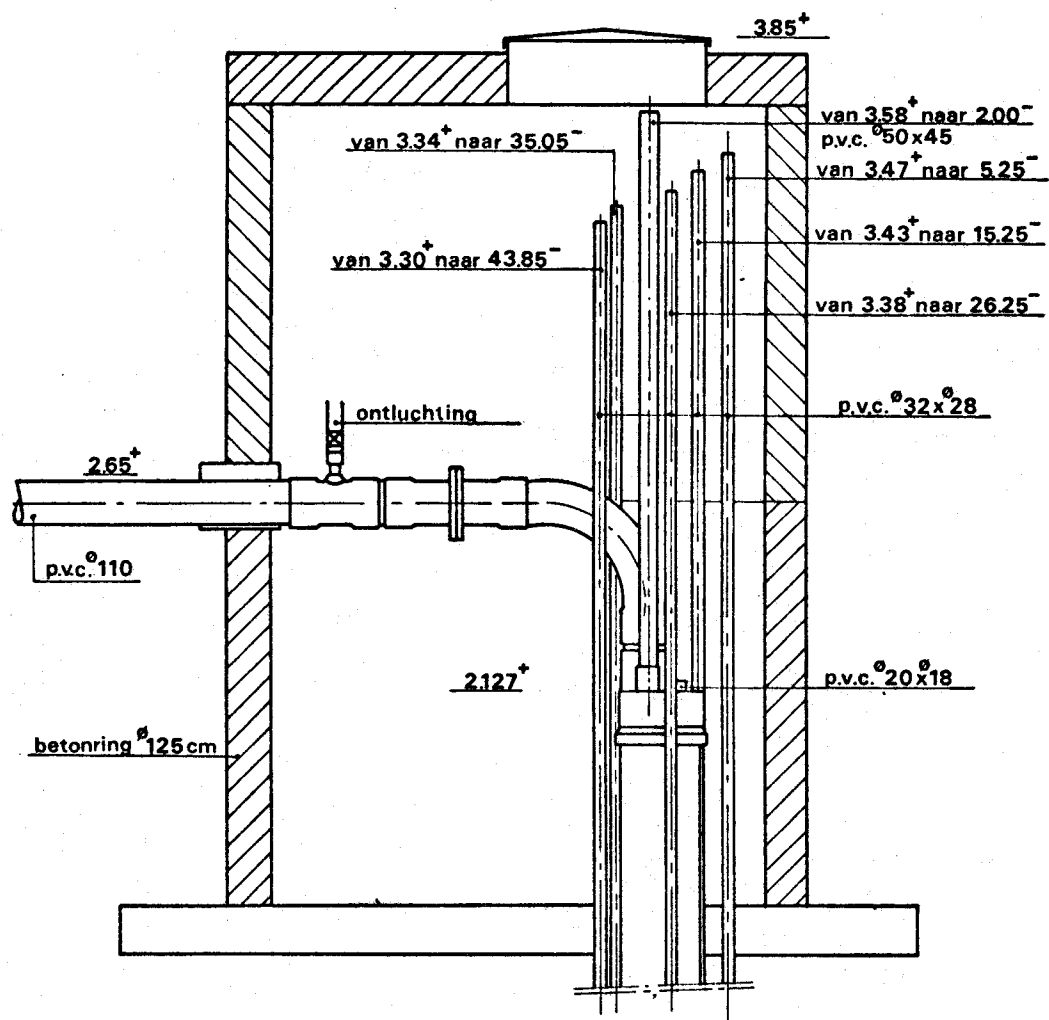




SITUATIE ROND DE D.I.P.
BIJLAGE 3



BILAGE 4.



DETAIL.C.

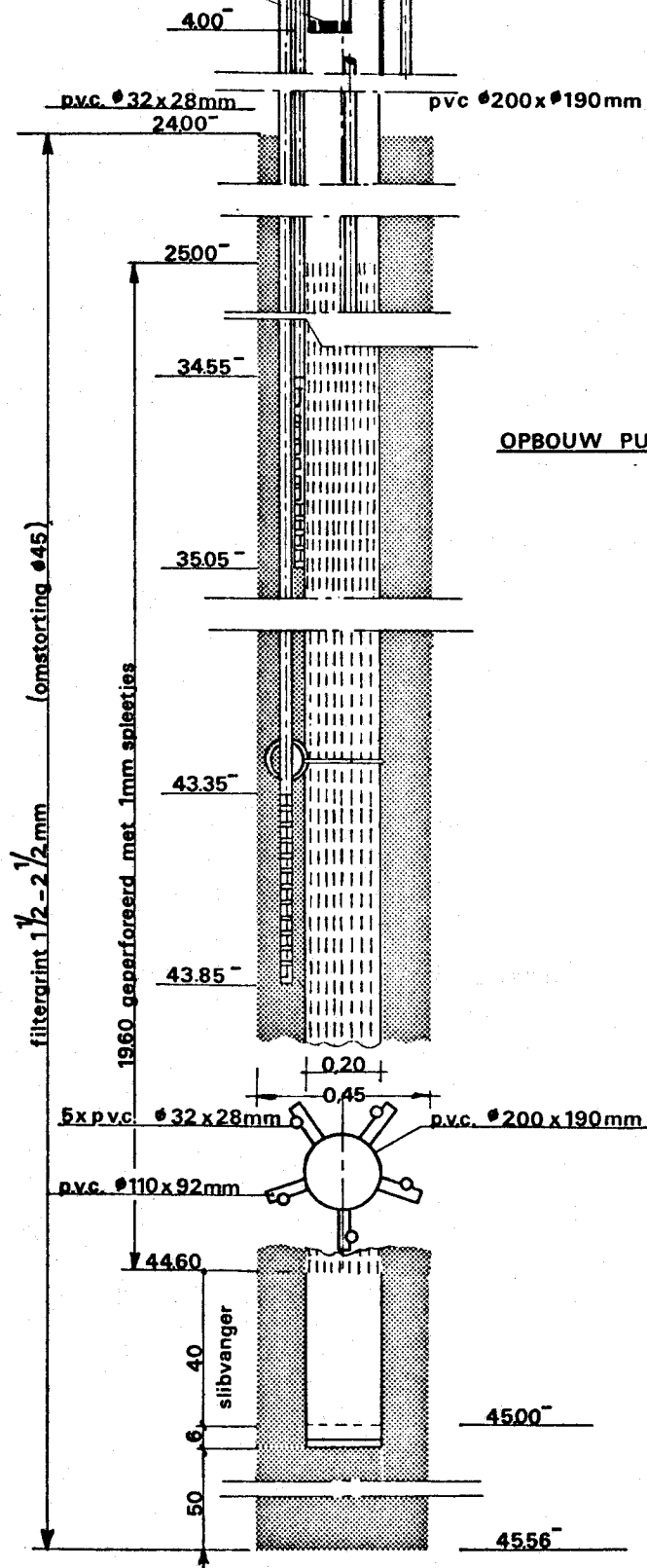
PUTKOPCONSTRUCTIE
DRINKWATERDRUK REDUCERENDE STOP ONDERAAN
INLAATBUIS (DETAIL.C.)

BIJLAGE 5

p.v.c. $\varnothing 110 \times 103$ tot 400 N.A.P.

caliberplaat

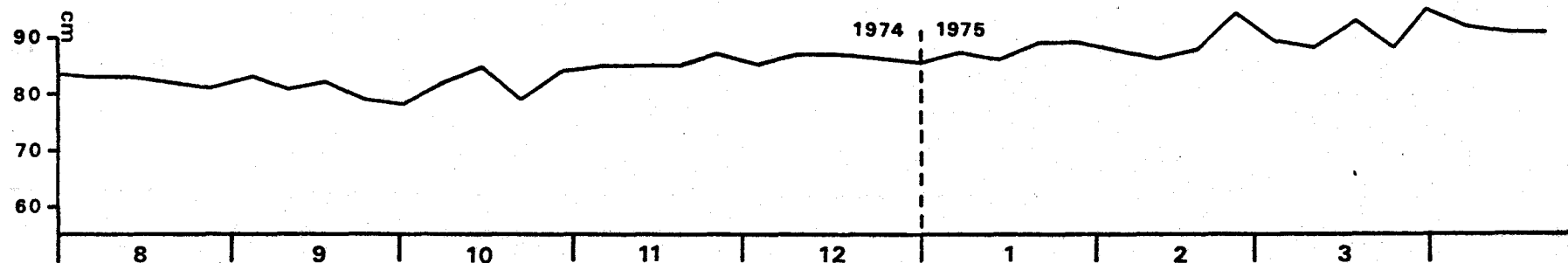
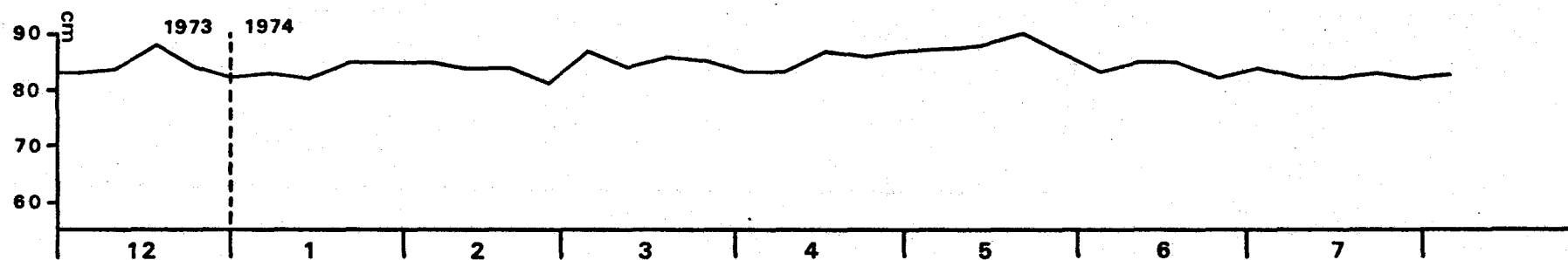
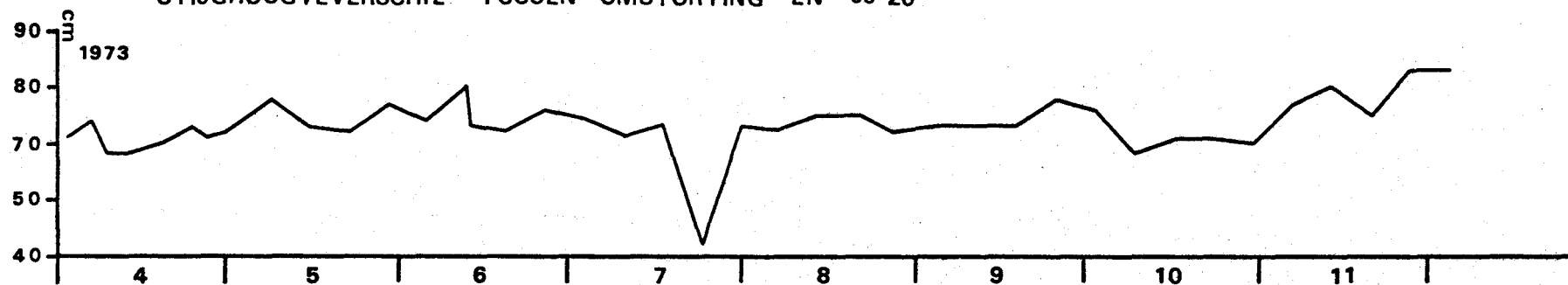
peilbuis p.v.c. $\varnothing 40 \times 36$
doorgetrokken tot 800



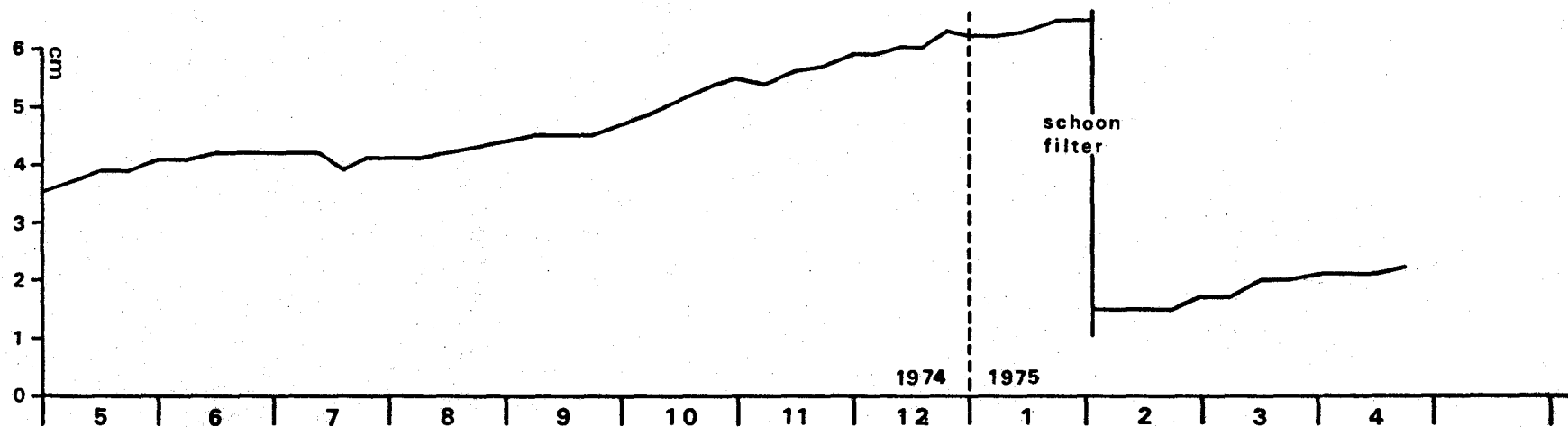
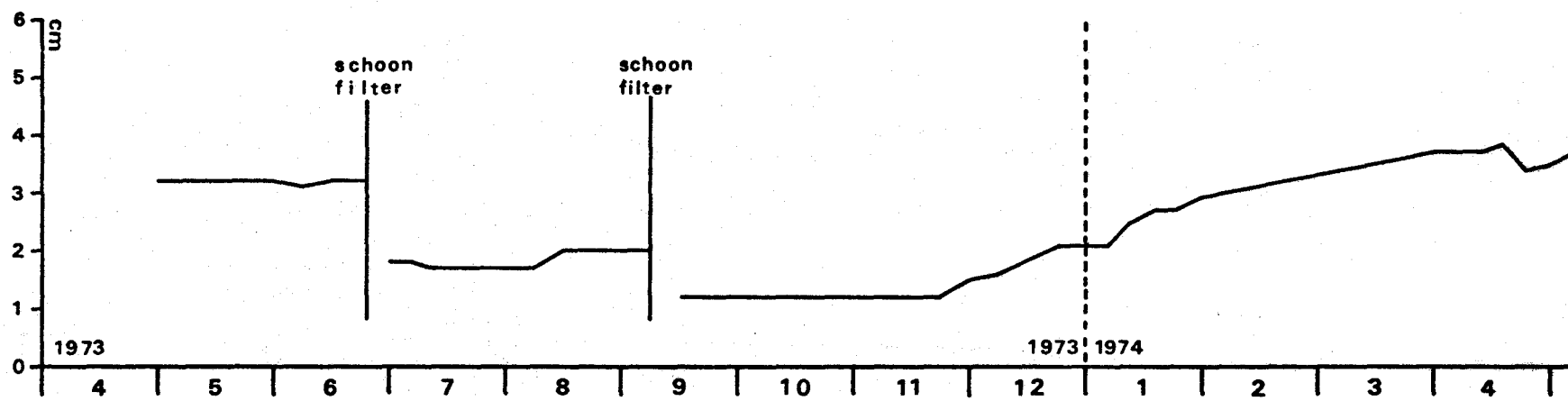
OPBOUW PUTFILTER

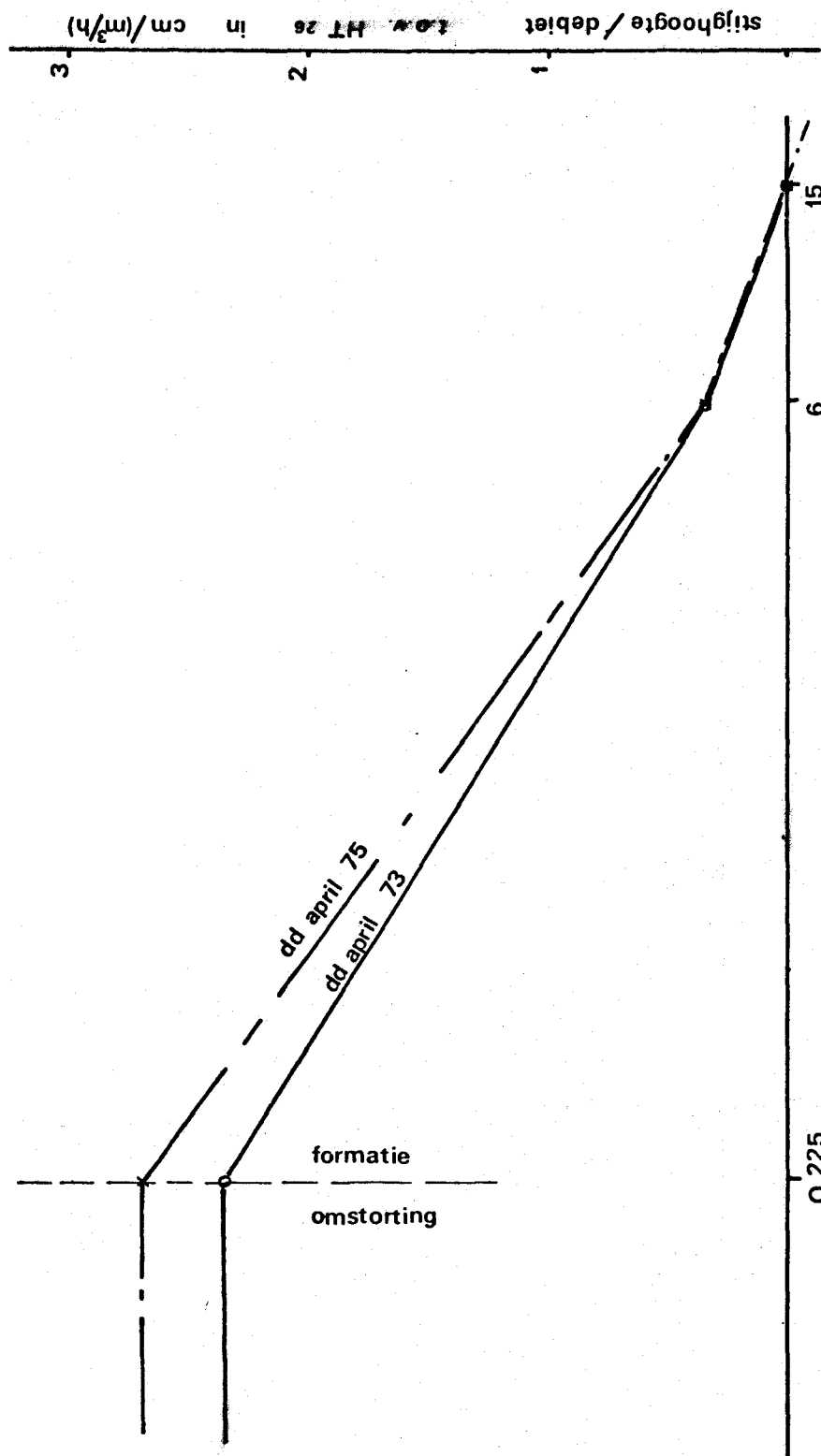
BIJLAGE 6

STIJGHOOGTEVERSCHIL TUSSEN OMSTORTING EN cc 26

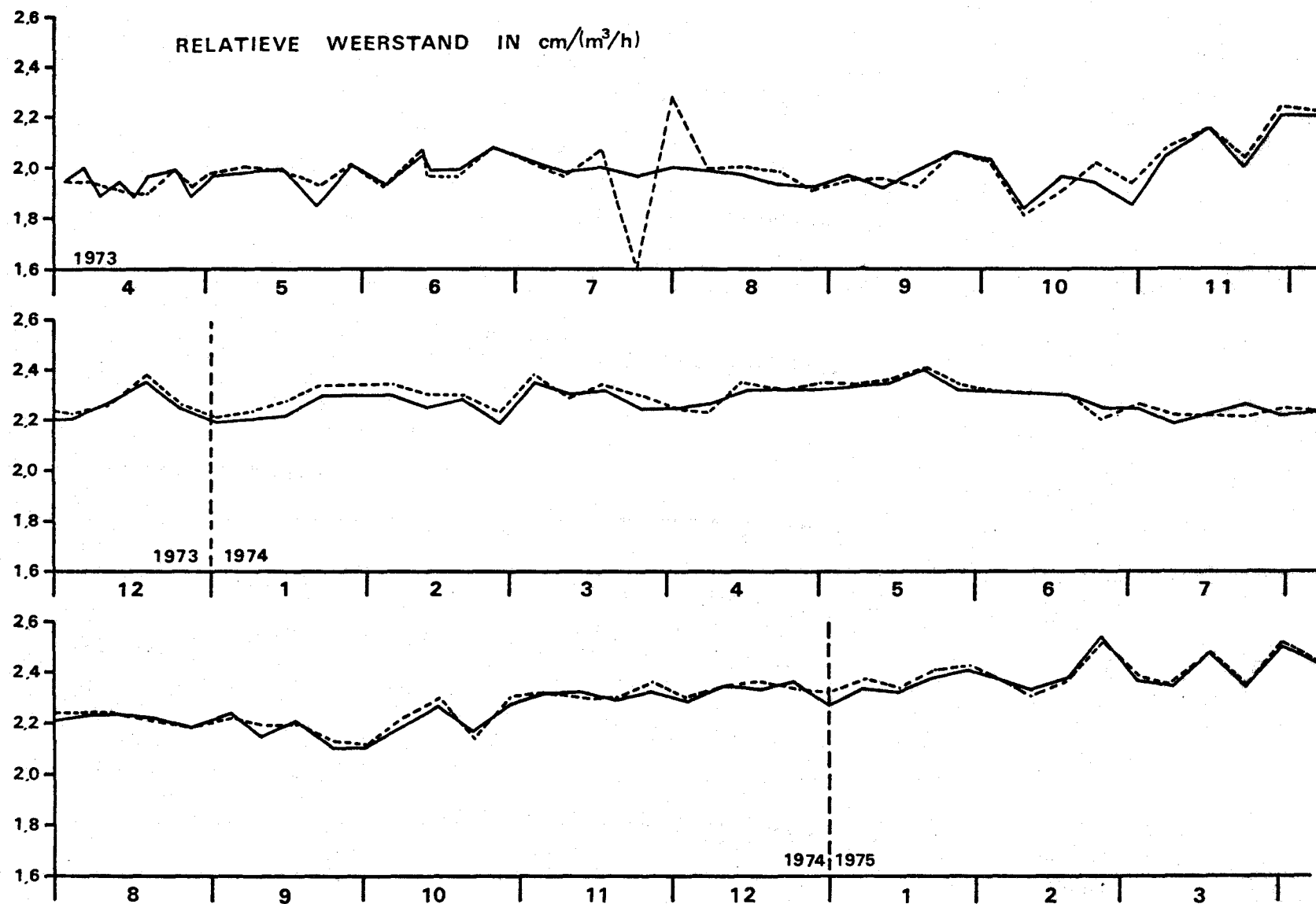


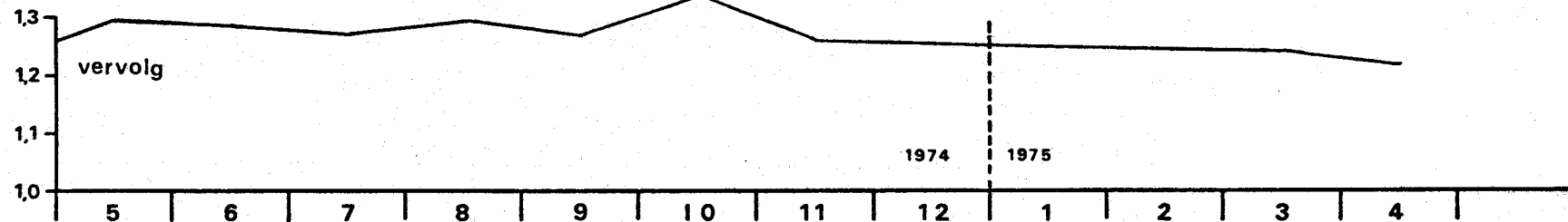
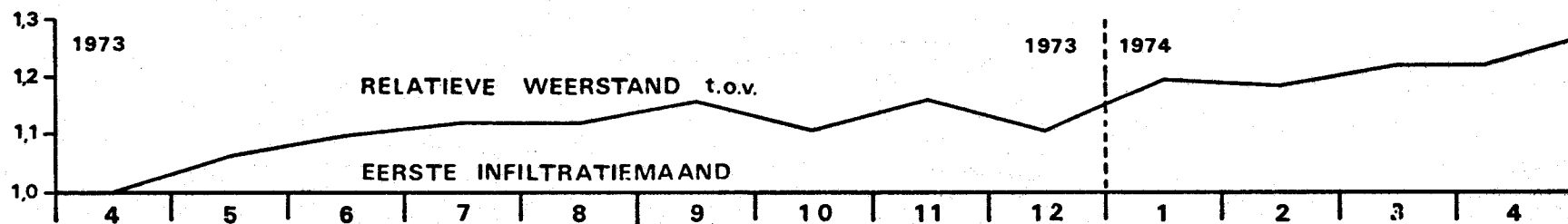
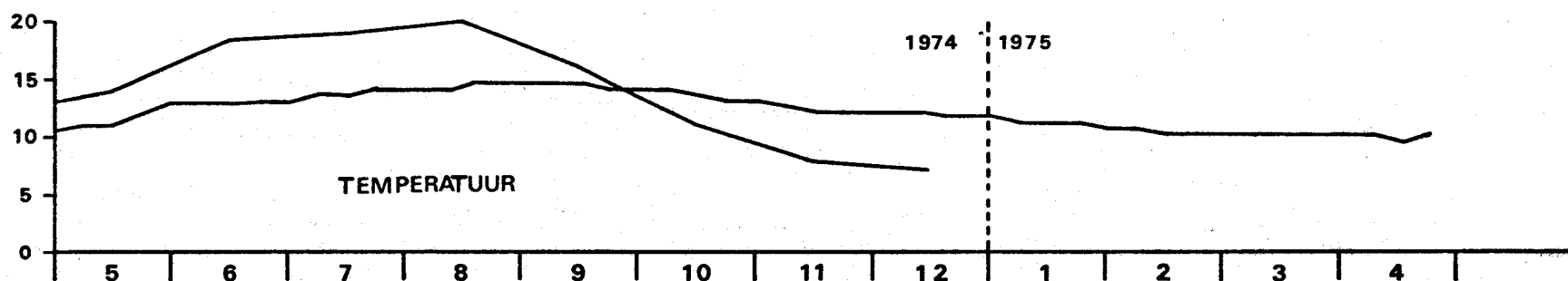
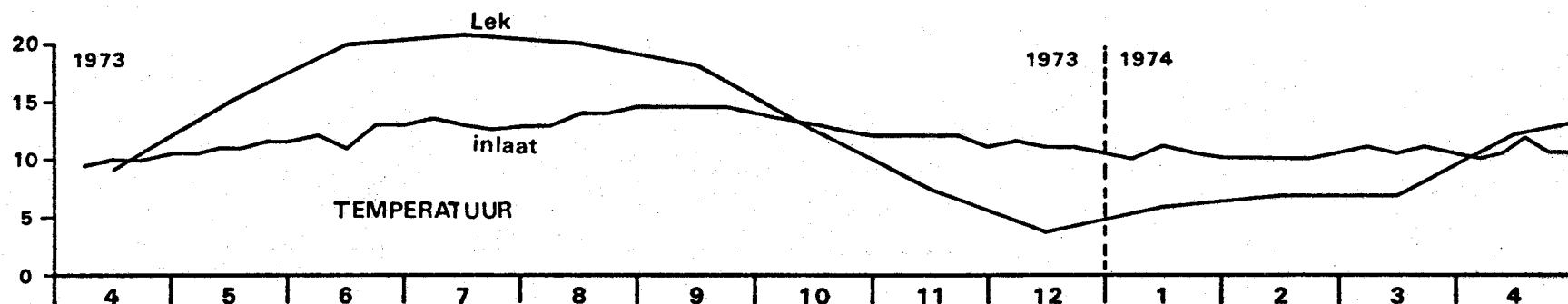
WEERSTAND GLASVEZELFILTER

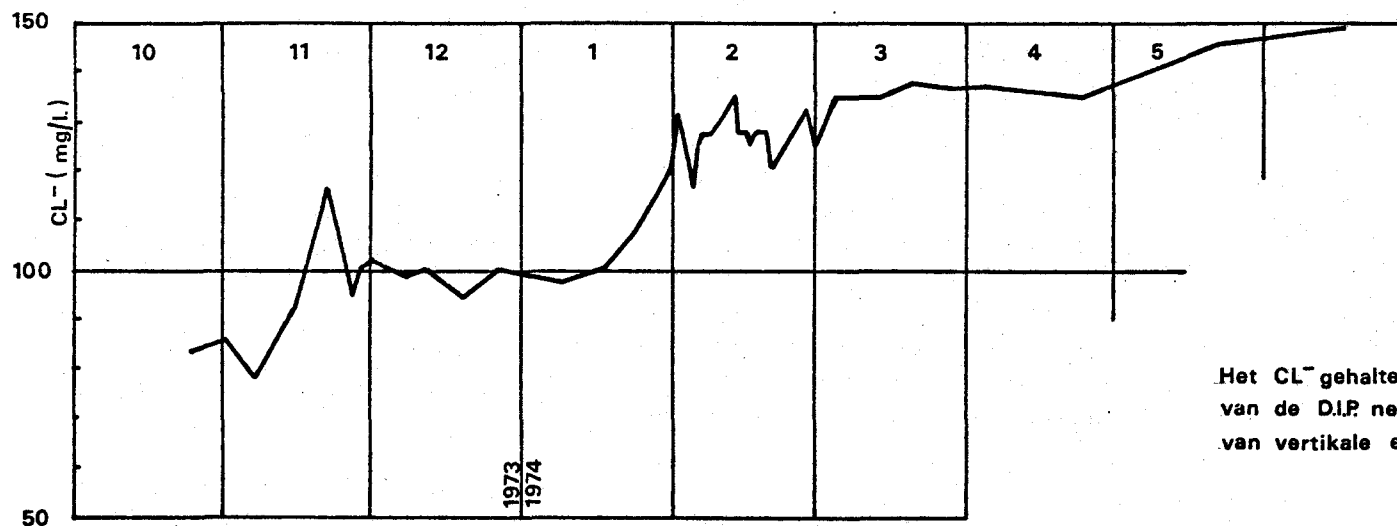




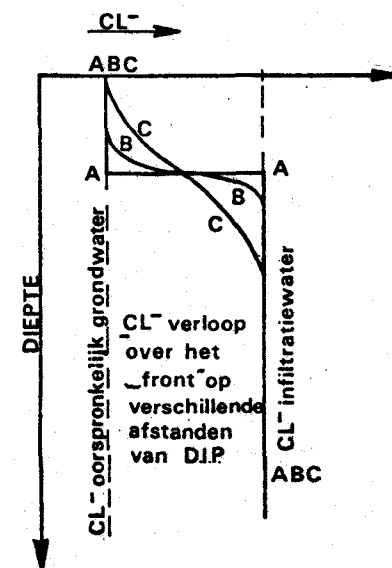
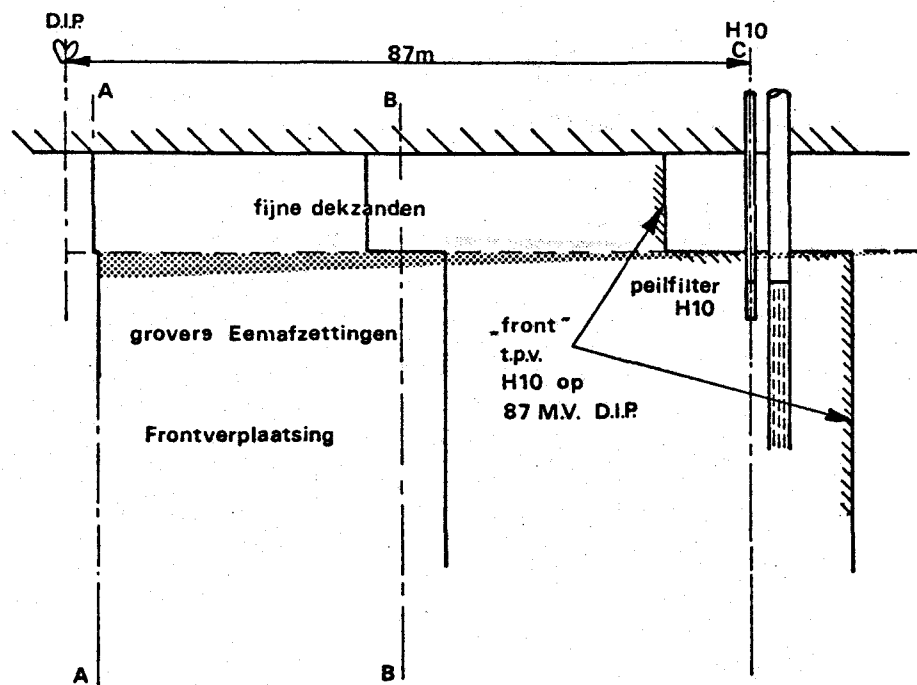
Geen weerstandstoename op afstand groter dan 6 m

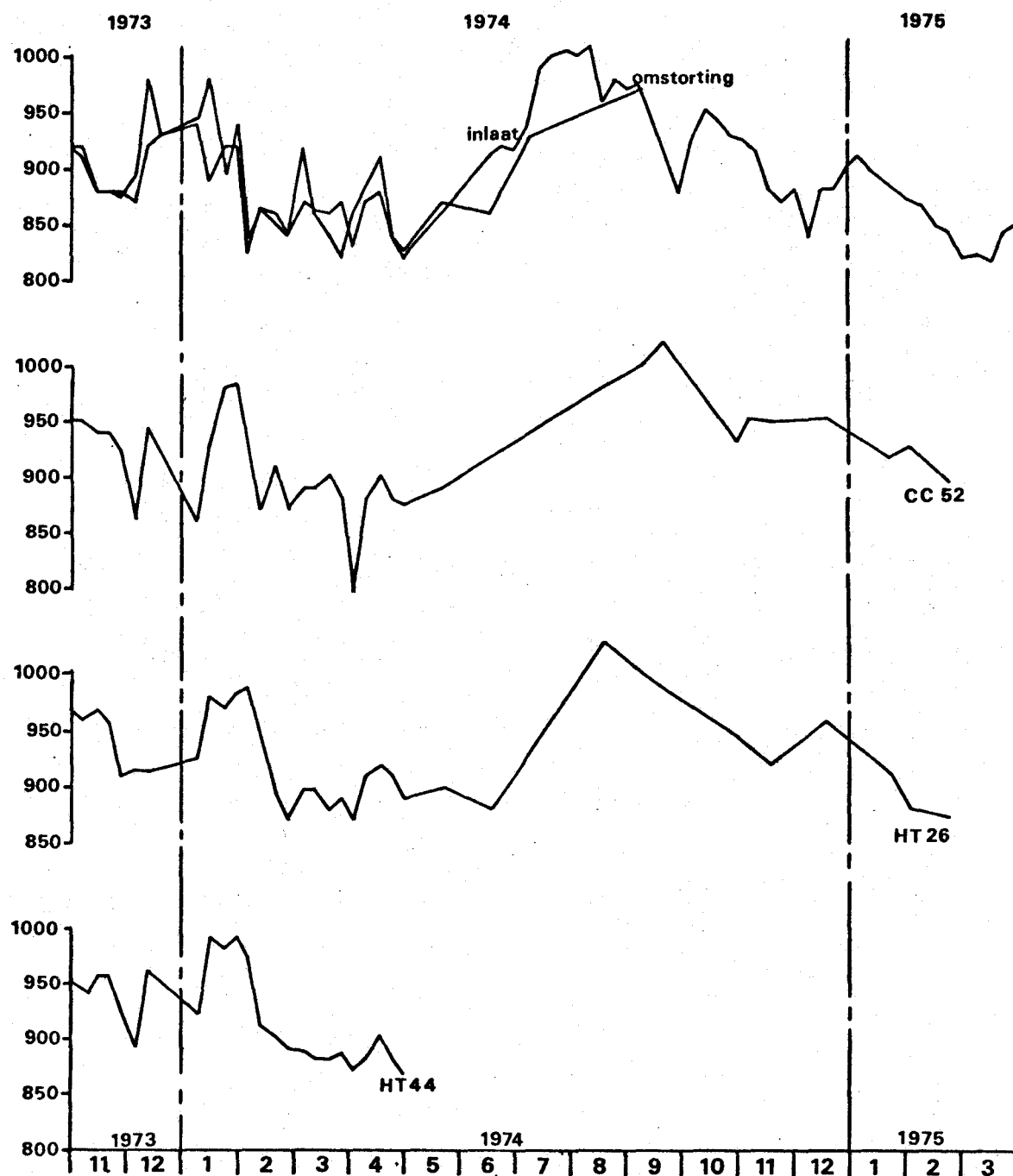






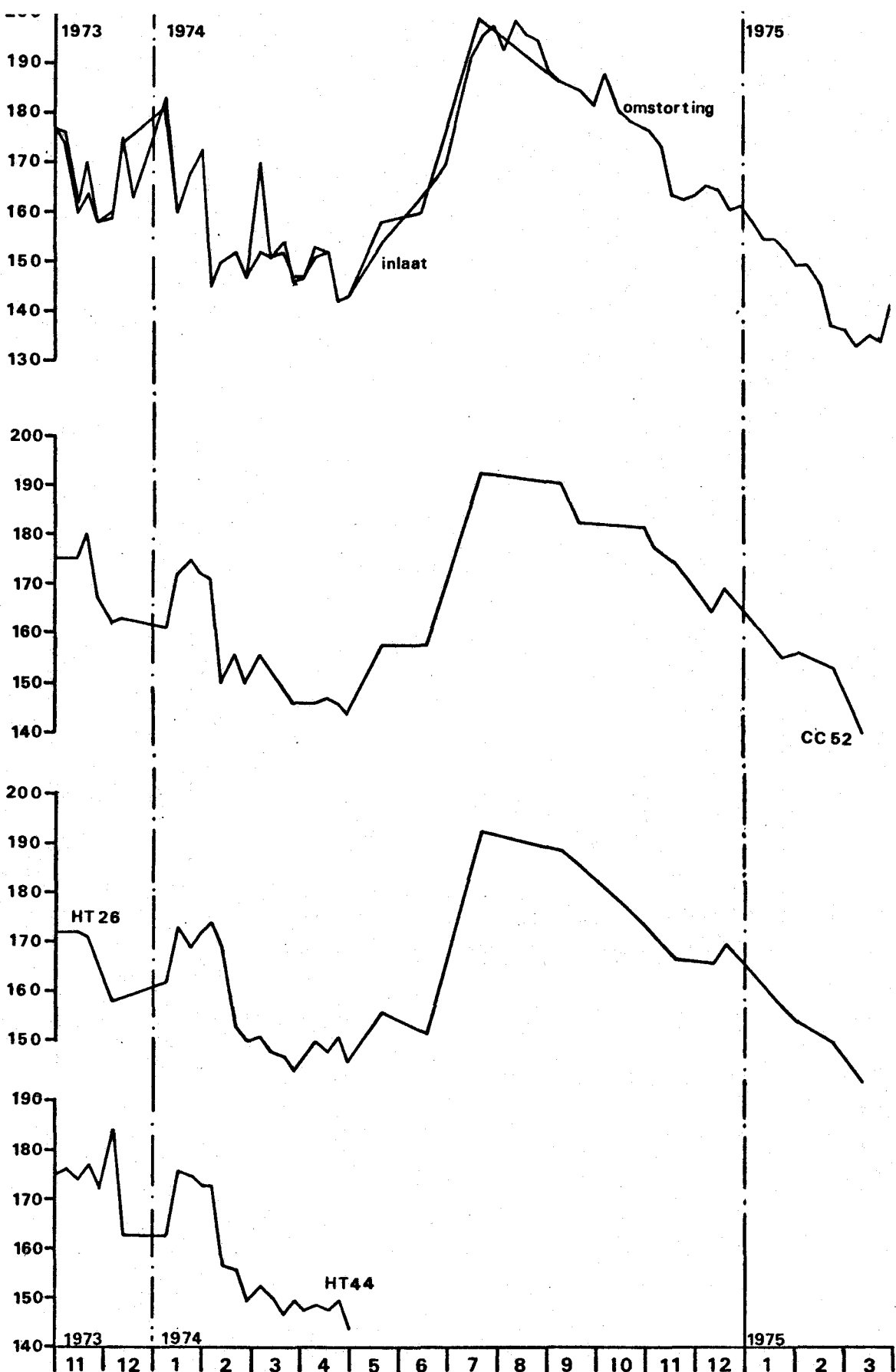
Het CL^- gehalte van H10 op 87m. afstand van de D.I.P. neemt geleidelijk toe ten gevolge van verticale en longitudinale dispersie.



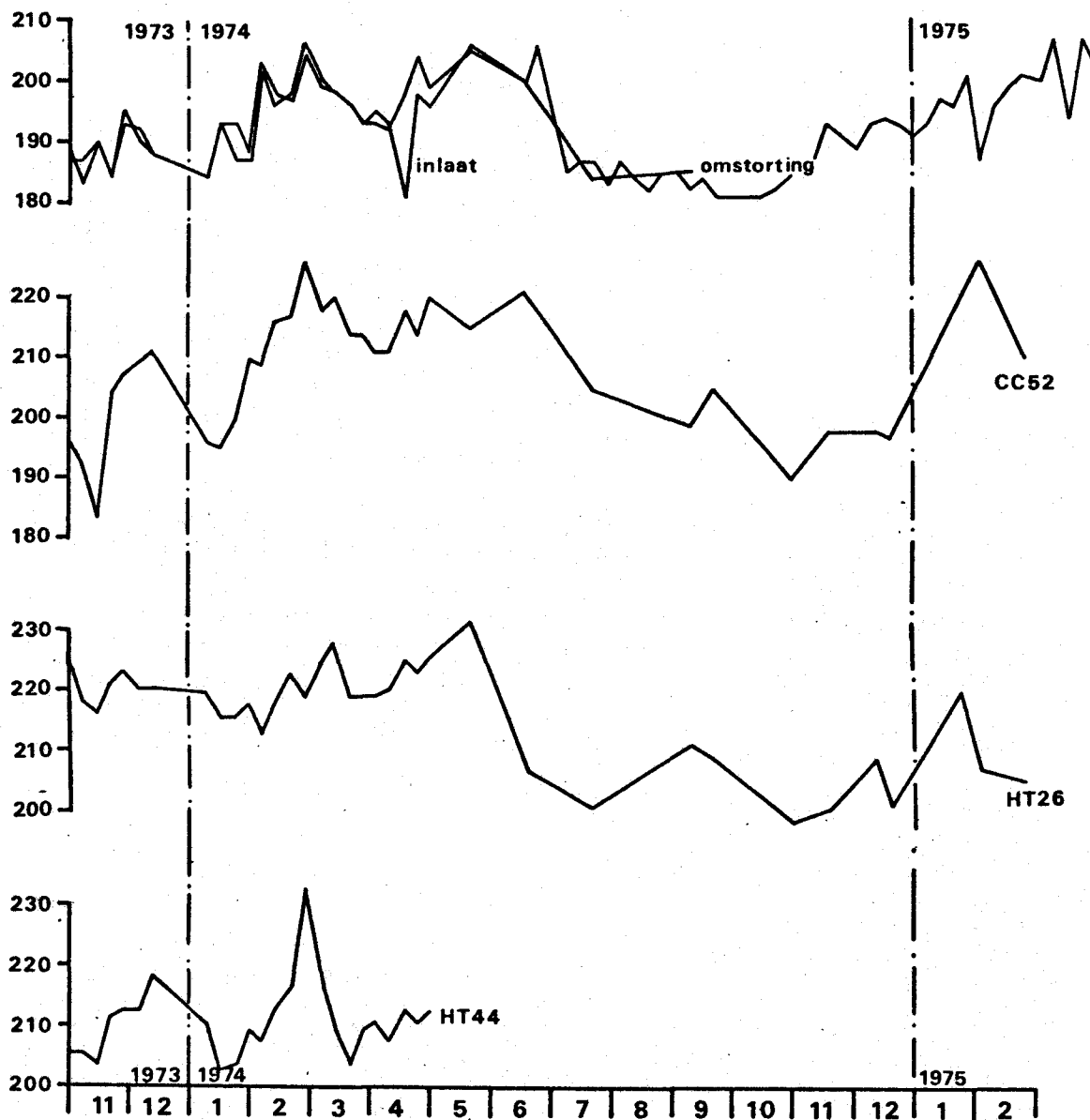


Verloop van het elektrisch geleidingsvermogen in $\mu\text{S/cm}$, met de tijd voor de inlaat, de omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters.

BIJLAGE 13

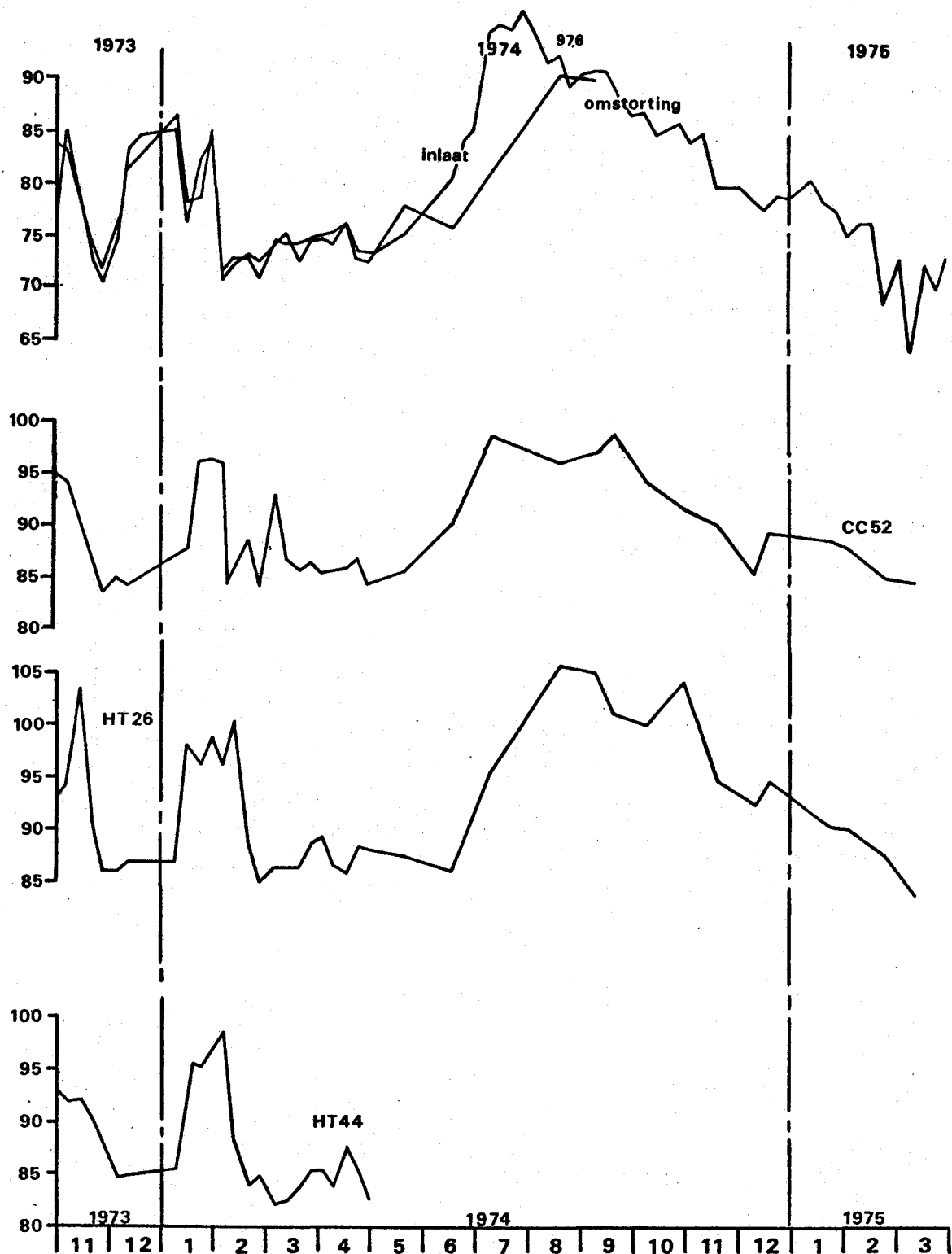


Verloop van de chloride concentratie in mg/l, met de tijd, voor de inlaat, de omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters.



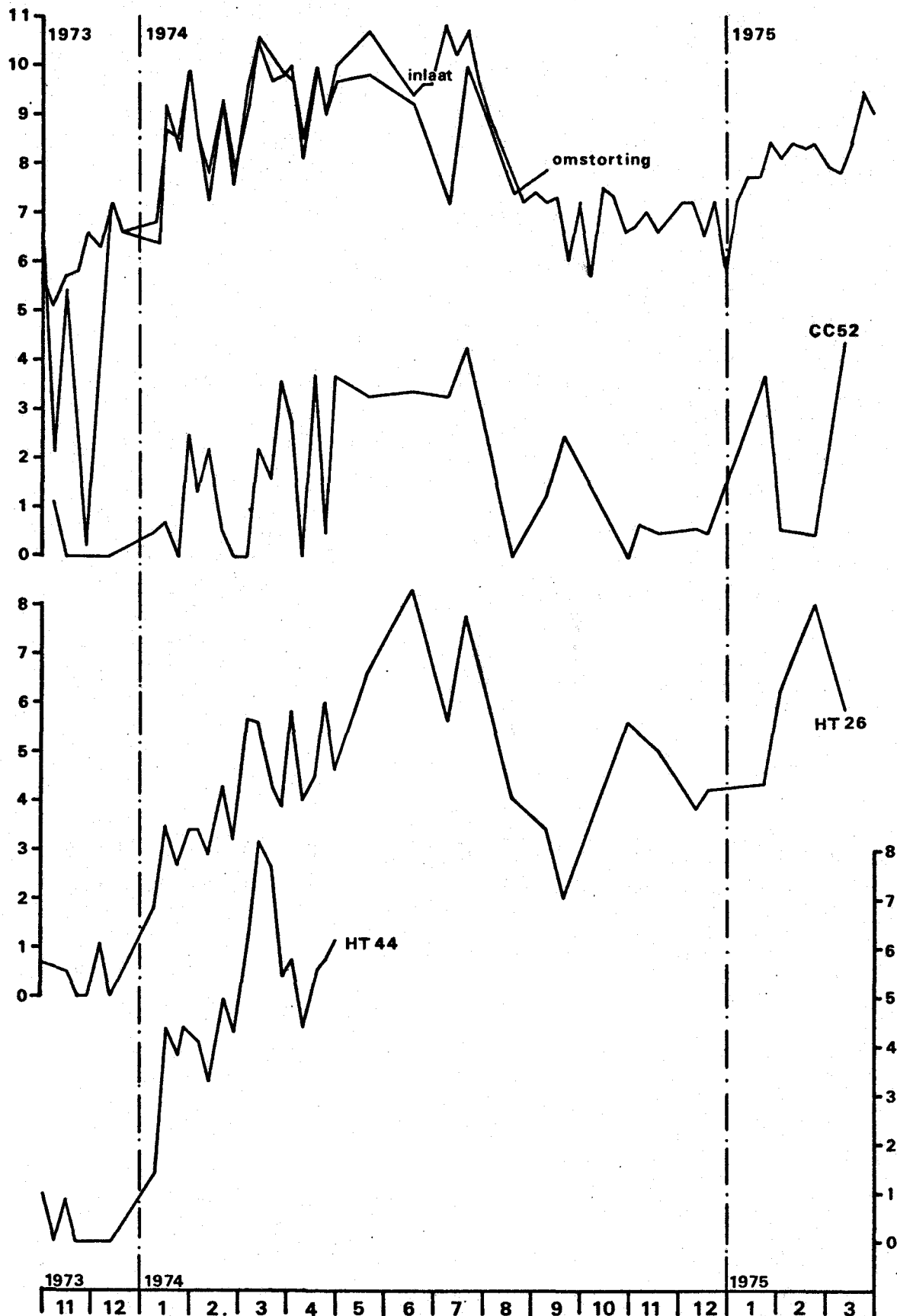
Verloop van de bicarbonaat concentratie, in mg/l, met de tijd voor de inlaat, de omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters.

BIJLAGE 15



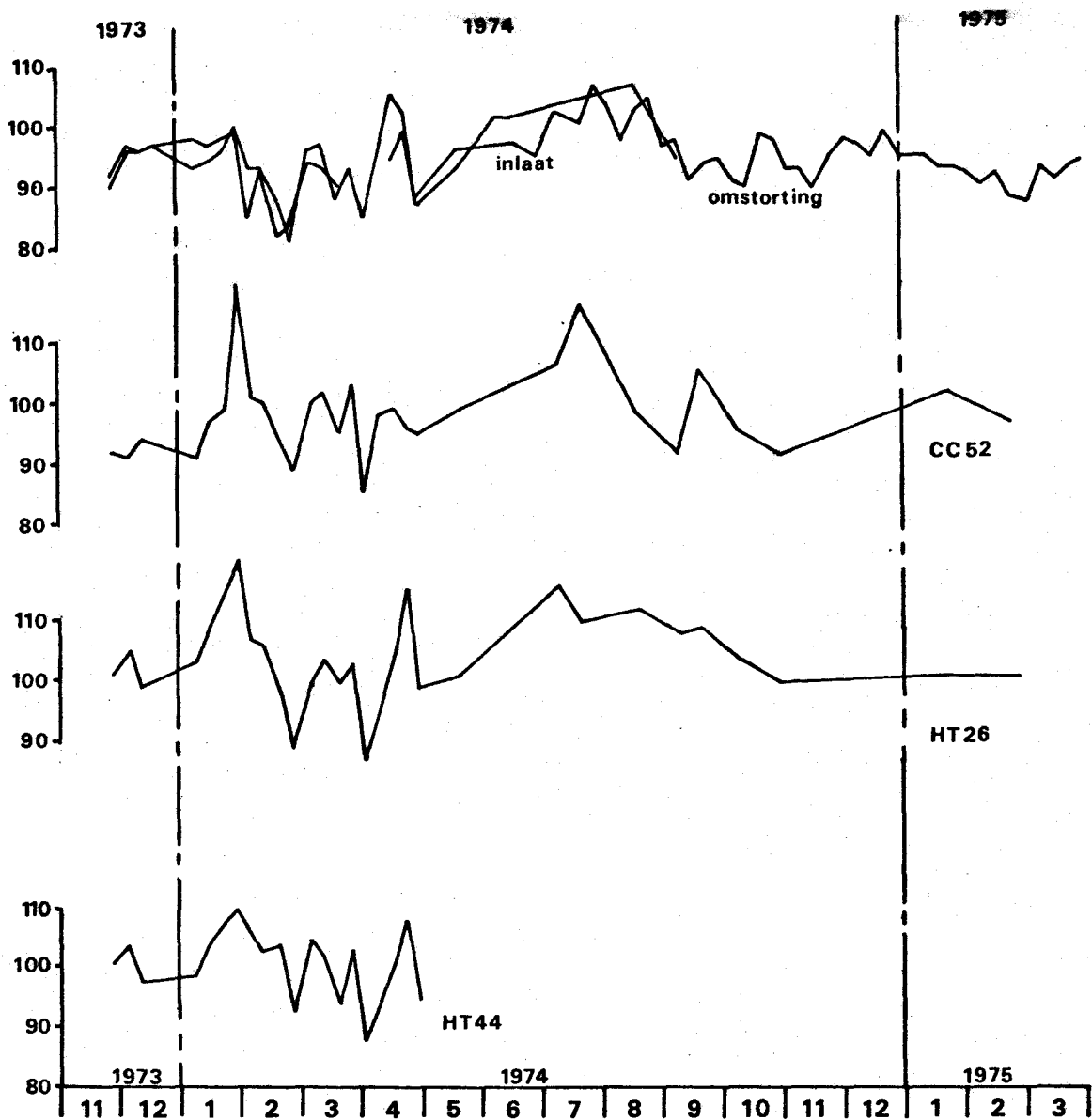
Verloop van de sulfaat concentratie in mg/l; met de tijd, voor de inlaat, de omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters.

BIJLAGE 16



Verloop van de nitraat concentratie, in mg/l, met de tijd, voor de inlaat, de omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters.

BULAGE 17



Verloop van de calcium concentratie, in mg/l met de tijd, voor de inlaat de omstorting en de aangegeven waarnemingsfilters.