

*Coorspon*

MANGAANBESOEDELING VAN DIE VAALRIVIER IN DIE  
KLERKSDORP, ORKNEY EN STILFONTEIN GEBIED

VERSLAG A :

AANBEVELINGS WAT VOORTGESPRUIT HET UIT DIE  
WATERKWALITEITSONDERSOEK EN DIE GEOHIDROLOGIESE  
BEVINDINGS.

VERSLAG B :

DIE CHEMIESE BESOEDILING VAN WATER AS GEVOLG  
VAN MYNAKTIWITEITE.

DEUR : L H W VERHOEF

AFD. BESOEDELINGSBEHEER

VERSLAG C :

GEOHIDROLOGIESE ASPEKTE WAT VERBAND HOU MET DIE  
MANGAANBESOEDILING BY BUFFELSFONTEINMYN.

DEUR : D B BREDEKAMP

AFD. GEOHIDROLOGIE

*Gh 3184. Coorspon & like*

AANBEVELINGS WAT VOORTSPRUIT UIT DIE WATERKwalITEITONDERSOEK EN DIE  
GEOHIDROLOGIESE BEVINDINGS

1. INLEIDING

VERSLAG A:

Die problem van die besoedeling en in besonder die  
wagbesoedeling wat ontstaan op die terrain van die  
Buffselskatsinnyn Ron op die volgende wyse begryp word:

- (a) Deur die bestaande natuurlike proses te verander,
- (b) Deur die verskillende uitvalswaars van die wye doeltreffend te  
behandel.

AANBEVELINGS WAT VOORTSPRUIT UIT DIE WATERKwalITEITONDERSOEK EN DIE  
GEOHIDROLOGIESE BEVINDINGS

- (d) Deur die besoedelde grondwater uit te pomp en af te  
behandel.

2. MAATREKELS

2.1. Verandering van bestaande proses

2.1.1. Grondwaterproses

DEUR: L.H.W. VERHOEF

D.B. BREDEKAMP

Die problem van manganese-afsettings wat deur die langtermyne uitgeskakel  
word deur die bestaande natu. proses vir oraan te wysig, soos wat  
die wye van plan is om te doen. Omdat die begrippe noue proses ook  
aanwysing van waterbesoedeling inhou word aanbeveel dat  
oortreëping met die Departement van Waterre, - Bontou en  
Omgewingsbeheer moet plaasvind om alle moontlike gevolge van  
sodanige uitvalswaars te ontken.

SEPTEMBER 1981

## 2.2 Behandeling van uitvloeiels

### 2.2.1 Verhelderraar

Soos duidelik blyk uit die waterkwaliteitsondersoek laat die uitvloeiels van die verhelderraar veel te wense oor. Daarom word aanbeveel dat Buffelsfonteinmyn voorrang verleen aan die voltooiing van die nuwe bykomende verhelderraar en dat toegesien moet word dat die behandeling van uitvloeiels behoorlik en doeltreffend volgens voorskrif uitgevoer word. Kwaliteitskontrole moet so gereeld as moontlik uitgevoer word op die uitvloeiels om te verseker dat die slik en swaarmetale verwyder is en dat die pH reggestel is.

### 2.2.2 Uitvloeiels na slikdam

Die kwaliteitsondersoek het tentatief aangetoon dat die praktyk om die uitvloeiels vanaf die uraanekstraksieproses te behandel met kalk nie doeltreffend is nie weens die aktiwiteit van bakterieë op die slikdamme. Om die probleem van die oksidasie van piriet op die langduur die hoof te bied, sal dit nodig wees om te verseker dat die slik wat op die slikdamme gepomp word, die minimum piriet sal bevat. Indien die bestaande chemiese prosesse nie daartoe in staat is om al die piriet te verwyder nie, moet die moontlikheid ondersoek word om die piriet deur middel van bakteriese behandeling in gekontroleerde toestande te verwyder alvorens die pH reggestel word en die slik na die slikdamme gepomp word. 'n Ander moontlikheid is om onder andere gebruik te maak van organiese bestanddele of ander chemiese prosesse om die bakterieë se groei en aktiwiteite te beperk (BYLAAG 3, paragraaf 2.1). Indien enige van die moontlikhede oorweeg word, moet die langtermyn invloed van die nuwe besoedelingstof bepaal word.

## 2.3 Lekkasie van besoedelingswater

Aangesien die ondersoeke aangetoon het dat daar verskeie bronne van lekkasie van besoedelde water na die grondwater is, moet dringend aandag hieraan geskenk word.

### 2.3.1 Slikdam

Volgens die Geohidrologiese ondersoek dreineer die slikdamme teen 'n tempo van ongeveer 2 liter/sek. Hierdie lekkasie kan nie uitgeskakel word nie maar die besoedelde water wat die grondwater bereik kan onderskep word. Die mees doeltreffende wyse sou wees om die besoedelde grondwater net suid van die slikdamme uit te pomp.

### 2.3.2 Afvoersloot

Die afvoersloot vanaf die slikdamme is volgens die Geohidrologiese ondersoek verantwoordelik vir 'n lekkasie van ongeveer 0,6 liter/sek. na die grondwater. Dit word aanbeveel dat die sloot ondeurlatend gemaak word.

### 2.3.3 Rooidam

Die Rooidam wat gebruik word as opgaardam vir stormwater asook vir die storting van oortollige besoedelde water toon volgens die Geohidrologiese ondersoek die hoogste lekkasie naamlik ongeveer 15 liter/sek. Dit word dus aanbeveel dat die Rooidam uitgevoer moet word met ondeurlatende materiaal. Enige besoedelde water (lae pH en hoë swaarmetaalkonsentrasies in oplossing) wat in die Rooidam mag invloei moet na die verhelderraars gepomp en behandel word.

As tussentydse maatreël kan die pH van die Rooidam, wat volgens die kwaliteitsondersoek ongeveer 3 is, verhoog word na minstens-9,5 sodat enige mangaan en ander metale sal presipiteer en dus nie die grondwater sal bereik nie.

#### 2.3.4 Oostelike verdampingsdam

Die praktyk om oortollige afvoerwater na die oostelike verdampingsdam te pomp moet in heroorweging geneem word. Alhoewel die chemiese kwaliteit van die dam nie tydens hierdie ondersoek ontleed is nie, was by vorige ondersoeke van die Wes-Transvaalse Streekswatermaatskappy gevind dat die water in die dam hoogs gemineraliseerd is. 'n Ander oplossing vir hierdie praktyk, wat nie net by Buffelsfontein toegepas word nie, moet gevind word omdat dit 'n vertraagde besoedelingsgevaar inhou vir die grondwater van die onmiddellike omgewing.

#### 2.4 Behandeling van besoedelde grondwater

##### 2.4.1 Gebied tussen die Vaalrivier, die Rooidam en die Slikdamme

Aangesien die grondwater in die strook tussen die Rooidam, die Slikdamme en die Vaalrivier chemies besoedel is, word aanbeveel dat die deurvloei van die grondwater na die Vaalrivier onderskep word.

Dit sal na raming een jaar duur om die opgebergde grondwater ( $1,0 \times 10^6 \text{ m}^3$ ) teen 'n pomptempo van 30 liter/sek. uit te pomp. 'n Pompskema sal egter beplan moet word aan die hand van toetse of deur 'n model van die gebied op te stel, sodat optimale onttrekkingspunte en die mees koste effektiewe skema gebruik word.

Die besoedelde grondwater wat op dié wyse onttrek word se pH moet verhoog word tot minstens 9,5 om presipitasie van mangaan en enige ander swaarmetale in oplossing te laat plaasvind. Die uitvoering van die taak kan òf by die myn se verhelderraars òf by die Wes-Transvaalse Streeks Watermaatskappy uitgevoer word. Die beste wyse van behandeling en die hoeveelhede chemikalieë wat benodig mag word vir behandeling van die water kan deur laasgenoemde maatskappy bepaal word.

## 3. ALGEMEEN

In die lig van die wydverspreide probleme oor die oksidasie van piriet op slikdamme en ertshope en die voorkoms van gemeneraliseerde uitvloeielsels van myne in die algemeen word aanbeveel dat 'n omvattende studie uitgevoer moet word deur Afdeling Besoedelingsbeheer om die omvang van die probleme en die moontlike bekamping daarvan te ondersoek.

D.B. BREDEKAMP

AFDELING GEOHIDROLOGIE

L.H.W. VERHOEF

AFDELING BESOEDELINGSBEHEER

SEPTEMBER 1981

DIE CHEMIESE BESOEDLING VAN WATER  
AS GEVOLG VAN MYNAKTIWITEITE

INHOUD

	BLADSY
OPSOMMING	
1. INLEIDING	1
2. METODES	3
2.1 Monsterneming	3
2.2 Monsterbehandeling	4
2.3 Chemiese analise en interlaboratoriumtoetse	4
3. RESULTATE EN BESPREKING	5
3.1 Rivieropnames	5
3.2 Grondwateropnames	10
3.3 Slikdamondersoek	15
3.4 Mynuitvloeisels	17
3.5 Invloed van bakterië	22
4. GEVOLGTREKKINGS	26
5. BEDANKINGS	27
6. LITERATUURVERWYSINGS	28
7. FIGURE	
8. TABELLE	
9. BYLAES	

## OPSOMMING

'n Omvattende ondersoek was ingestel na die bron en die weg waarlangs besoedelde water veroorsaak het dat te hoë mangaankonsentrasies in die verspreidingsnetwerk van watervoorsiening aan Klerksdorp, Stilfontein en Orkney voorgekom het.

Dit was bevind dat die oorsprong van die besoedeling die mangaan- en ammoniabevattende uitvloeisel is, wat tesame met die slik op die slikdamme ten suide van die Buffelsfonteinmyn gepomp word. Die besoedelde water infiltreer die grondwaterbron in die gebied onder en tussen die slikdamme en die Vaalrivier deur middel van twee moontlike bogrondse bronne. Die bronne is die slikdamme self en die Rooidam. Die ondersoek het verder aangetoon dat slegs die grondwaterbronne onder en tussen die slikdamme besoedeld is met onder andere mangaan en ammonia en dat deur die natuurlike dreinerings van die grondwater na die Vaalrivier as fonteine op die oewer van die Vaalrivier te voorskyn kom. Dit is verder aangetoon dat die besoedelde water saam met die onbesoedelde water in laagvloeytydperke 'n dubbel laag in die rivier vorm om dan ongeveer 1 km stroom af onttrek te word vir suiweringsdoeleindes deur die Wes-Transvaalse Streeks Watermaatskappy.

As onmiddellike oplossing vir die probleem word voorgestel dat die grondwater op verskeie punte ewewydig aan die rivier maar halfpad tussen die rivier en slikdamme, op 'n negatiewe gradiëntgrondslag vanaf die rivier, onttrek moet word en dat dit behandel moet word sodat die mangaan en ander swaarmetale as neerslag verwyder kan word.

V E R S L A G   B:

DIE CHEMIESE BESOEDELING VAN WATER  
AS GEVOLG VAN MYNAKTIVITEITE

DEUR:        L.H.W. VERHOEF  
AFDELING BESOEDELINGSBEHEER

SEPTEMBER 1981

DIE CHEMIESE BESOEDLING VAN WATER  
AS GEVOLG VAN MYNAKTIWITEITE

1. INLEIDING

Sedert drie tot vier jaar gelede het die inwoners van Klerksdorp, Stilfontein en Orkney sporadies gekla oor die kwaliteit van die drinkwater wat gelewer word deur die Wes-Transvaalse Streeks Watermaatskappy (wat ongeveer 80% van die totale verbruik van die drie dorpe voorsien) en deur die watersuiweringsaanleg van Klerksdorp Munisipaliteit. By nadere ondersoek was toe gevind dat te hoë konsentrasies mangaan in die drinkwater die oorsaak van die probleme was.

Wanneer water wat aan die algemene verbruiker voorsien word, mangaan bevat met konsentrasies hoër as 0,1 tot 0,5 mg/l (McKee en Wolf, 1963; Rep. van S.A., 1962) ontstaan die probleem dat die oplosbare mangaan ( $Mn^{2+}$ ) deur oksideermiddels (bleikmiddels) of deur die verhoging van pH tot bokant 9 (m.b.v. waspoeiers) verander word na onoplosbare mangaan ( $MnO_2$ ) wat presipiteer as 'n donker rooibruin neerslag wat wit wasgoed en voedsel wat deur verhitting voorberei word, verkleur. Presipitasie van mangaan kan ook in 'n watervoorsieningsnetwerk voorkom wanneer die mangaankonsentrasie in die invoerwater van 'n suiweringswerk te hoog is en die prosesse van die suiweringswerk nie voorsiening maak vir die hantering van die mangaan nie.

In die geval van beide bogenoemde suiweringswerke word die konvensionele suiweringsmetodes toegepas op water wat onttrek word uit die Vaalrivier. Die suiweringsmetodes behels in kort die verhoging van pH van die invoerwater waarna aluin bygevoeg word om presipitasie te laat plaasvind. Hierdie pH-regstelling is egter nie genoeg om volledige mangaanneerslagvorming te bewerkstellig nie. Die gevolg is dat wanneer die gefiltreerde water in die finale stadium gechlorineer word, word die  $Mn^{2+}$  wat steeds in oplossing is, na die onoplosbare  $Mn^{4+}$  geöksideer.

Die gevolge hiervan is dat 'n rooibruin neerslag in die verspreidingsnetwerk en opgaardamme sal voorkom. Wanneer die oksidasie deur chlorinering by die suiweringswerke egter nie volledig plaasvind nie, kan dit gebeur dat 'n bepaalde konsentrasie van die oplosbare mangaan steeds in die verspreidingsnetwerk sal wees vir presipitasie later deur middel van bleik- of wasmiddels.

Die posisie van die twee watersuiweringswerke se onttrekkingspunte word aangedui op FIG. 1. Weens die feit dat water uit die Vaalrivier onttrek word vir suiwing, was die aanvanklike ondersoek na die oorsprong van die hoë mangaankonsentrasies gerig op die Vaalrivier en alle strome wat stroom op van die meetstasie C2M07, die Vaalrivier voed.

As resultaat van die chemiese ondersoek na die kwaliteit van die oppervlaktwater stroomop van die meetstasie C2M07 was bevind dat die hoofbron van besoedeling moontlik afkomstig is vanaf 'n reeks fonteine aan die noordelike oewer van die Vaalrivier en direk stroom op van die inlaattoring van die Wes-Transvaalse Streeks Watermaatskappy. Veral een fontein (monsterpunt 10 op FIG. 1) se bydrae, tot die Vaalrivier uit 'n volume en kwaliteitsoogpunt beskou, was die sterkste van al die fonteine.

Gebaseer op die feite was vermoed dat die nabygeleë myn en die se slikdamme die oorsaak mag wees van die besoedeling. Die ligging van die Buffelsfonteinmyn en slikdamme ten opsigte van die Vaalrivier word aangedui op FIG. 1 en 2.

Die Buffelsfonteinmyn het ongeveer twintig jaar gelede begin met werksaamhede om uraan en goud te myn. Die uitvloeiselpermit wat destyds vir die myn uitgereik was, word weergegee in Bylae 4. 'n Metallurgiese vloekaart (BYLAE 5) wat die verskillende prosesse van die myn uiteensit, is hierby aangeheg.

Vir die herwinning van uraan uit die erts word indirek gebruik gemaak van piriet, wat in 'n redelike konsentrasie in die erts voorkom, om

swaelsuur te vervaardig. Die piriet word gerooster by 'n temperatuur van ongeveer 800°C. Die gevormde swaelsuur plus mangaan-oksied plus die uraanbevattende erts word dan gesamentlik verhit tot 60°C waarna die uraan en die mangaansulfaat 'n verbinding vorm wat oplosbaar is in water. Die uraan word daarna gepresipiteer deur gebruik te maak van ammonium.

Die goud word herwin uit die gouddraende erts deur gebruik te maak van die beproefde sianiedproses.

Buffelsfonteinmyn het drie soorte uitvloeiels naamlk die ondergrondse water wat deur middel van 'n kanaal (FIG. 1, kanaal C) direk vanuit opgaardamme in die Koekemoerspruit gestort word. Dan is daar proseswater vermoedelik afkomstig vanaf die goudekstraksieproses wat na die verhelderaar gaan waar presipitasie plaasvind nadat die water met kalk behandel is. Die uitvloeiels hiervan word ook deur 'n kanaal (FIG. 1, kanaal B) direk in die Koekemoerspruit gestort. Die derde uitvloeiels is vermoedelik afkomstig vanaf die uraanekstraheringsproses. Die uitvloeiels wat 'n lae pH besit, word ook met kalk behandel waarna dit saam met die slik op die slikdamme gepomp word.

Met die opset as agtergrond was dit dus die primêre doelwit van die ondersoek om die oorsprong van die hoë mangaankonsentrasie in die Vaalrivier se water vas te stel. Verder is dit ook die sekondêre doel van die verslag om die verskillende faktore wat 'n invloed uitoefen op die probleem te verklaar en om dan aanbevelings te doen oor hoe die probleem op die eenvoudigste en mees ekonomiese wyse opgelos kan word.

## 2. METODES

### 2.1 Monsterneming

Aanvanklik was die ondersoek na die voorkoms van mangaan in die Vaalrivier se water beperk tot die chemiese ontleding van oppervlakwatermonsters wat vanaf die meetstasie C2M07 (FIG. 1) tot sover as die Studam (Barrage) in die Vaalrivier asook in die

Koekemoerspruit en in die Mooirivier versamel was. Alle invloeiende fonteine en stroompies tussen C2M07 en die Koekemoerspruit was ook gemonster vir chemiese ontleding.

Van al die genoemde oppervlakwaterbronne was oppervlakmonsters verkry behalwe in die Vaalrivier waar ook dieptemonsters verkry was deur gebruik te maak van 'n dieptemeter en 'n dieptemonsternemer. Die dieptemeter was gebruik om die algemene diepte, die profiele by sommige punte te bepaal en om te verseker dat die dieptemonsters wat geneem is, verkry is van 'n diepte van ongeveer een meter bokant die rivierbodem.

## 2.2 Monsterbehandeling

Alle watermonsters wat geneem is vir makro- en voedingstofontledings was versamel in 'n 300 ml polietileenbottels. Om bakteriologiese aktiwiteite stop te sit, is die monsters almal gepreserveer met 1 ml van 'n  $\text{HgCl}_2$  oplossing wat 6 000 mg Hg/l bevat. Dit beteken dat elke 300 ml 'n effektiewe konsentrasie van 20 mg Hg/l sal bevat na preservering.

Vir die swaarmetaal-ontledings was monsters versamel in voorafbehandelde 50 ml polietileenbottels. Na die skoonmaakproses van die bottels wat deur die Hidrologiese Navorsingsinstituut uitgevoer was, was 1 ml salpetersuur (AR) bygevoeg wat vooraf met behulp van 'n kwarts-distilleerapparaat geherdistilleer was. Wanneer die monster geneem was, was dit met behulp van 'n 50 ml spuit deur 'n 0,45 mm membraan direk in die polietileenbottel ingefiltreer.

## 2.3 Chemiese analise en interlaboratoriumtoetse

Al die chemiese ontledings is in die chemiese laboratoriums van die Hidrologiese Navorsingsinstituut uitgevoer. Die makro- en voedingstofdeterminante was ontleed volgens die metodes soos beskryf deur Van Vliet (1980). Die swaarmetaal-ontledings was, sonder vooraf konsentrasie van die monsters, uitgevoer op 'n ARL 34000 Kwantometer

met 'n induktiefgekoppelde plasmabron. Korreksies vir spektraalinmenging van sekere makrobestanddele is uitgevoer. 'n Verslag (BYLAAG 1) oor die akkuraatheid van ontleding van belangrikste swaarmetale word hierby aangeheg. Die bogenoemde laboratorium het gereeld meegedoen aan die interlaboratoriumtoetse vir vergelykende studies wat geloods was deur die Nasionale Instituut vir Waternavorsing (N.I.W.N.) en gerapporteer is deur Smith (1980). Die standaard van die laboratorium was sodanig dat dit geklassifiseer kan word as een van die bestes. (Die nommer van die laboratorium mag op versoek van die N.I.W.N. nie gemeld word nie.)

Weens die feit dat hierdie ondersoek oor moontlike besoedeling handel waarby heelwat finansiële implikasies by betrokke mag wees, het die outeur voorgestel dat duplikaatmonsters by tien punte versamel moet word vir chemiese analise deur die Hidrologiese Navorsingsinstituut (genoem D.W.A.) en die Groeplaboratorium van Gencor te Krugersdorp (genoem Buff). Op 17 Januarie 1981 was die duplikaatmonsters geneem in die teenwoordigheid van 'n chemikus van Buffelsfonteinmyn. Die chemiese resultate van die ondersoek is vervat in BYLAE 6. Volgens die gegewens stem beide laboratoria tot 'n mate ooreen met die mangaan- en arseenanalises. Omdat die Groeplaboratorium nog nie geleentheid gehad het om die selenium- en kwikanalisekanale op hulle induktiefgekoppelde plasma te optimaliseer nie, kan die twee bestanddele nie vergelyk word nie. Wat die loodanalise betref, blyk dit dat die DWA-analises te hoog is in vergelyking met die van die Groeplaboratorium. By nadere ondersoek het geblyk dat die laer loodwaardes van die Groeplaboratorium die mees aanvaarbare is (kyk BYLAE 1).

### 3. RESULTATE EN BESPREKING

#### 3.1 Rivieropnames

Die eerste tekens van 'n te hoë mangaankonsentrasie in die omgewing van Klerksdorp, Orkney en Stilfontein was gevind by die meetstasie C2M07 te Orkney. Die meetstasie is sowat 15 km stroom af van die inlaattoring van die Wes-Transvaalse Streekswatermaatskappy.

Die hoë mangaankonsentrasie (1 460  $\mu\text{g}/\text{l}$ ) wat waargeneem was op 1 Augustus 1978 was weer op 11 November 1979 tydens 'n algemene ondersoek in die gebied waargeneem. By die geleentheid was monsters van die linker- sowel as die regteroewer geneem en is konsentrasies van 1 499 en 1 373  $\mu\text{g}/\text{l}$  gevind. Ongeveer die tyd het al groter druk vanaf die publiek en as gevolg van probleme wat by die Watermaatskappy ondervind was, veroorsaak dat 'n begin gemaak was om ondersoek te doen na die oorsprong van die hoë mangaan in die Vaalrivier.

TABEL 1 verskaf inligting van die yster, mangaan, ammonia (as N) en die orto-fosfaat (as P) konsentrasies van verskeie plekke stroomop van die meetstasie C2M07. Die inligting is verkry uit vorige publikasies (Verhoef, 1979 en 1980) en uit inligting wat tydens die huidige ondersoek verkry was. Uit die gegewens blyk dit dat baie lae konsentrasies yster en mangaan in die Mooirivier, die Koekemoerspruit (punt 5, FIG. 1) bokant die invloei van Buffelsfonteinmyn se verhelderaar (punt 4 op FIG. 1) en in die Vaalrivier stroom op van Vermaasdrif (punt VR/07 op FIG. 1) voorkom. Die enkele hoë konsentrasie yster en mangaan wat waargeneem was op 8 April 1981 by VR/07 was moontlik weens 'n kontaminasie-effek tydens analise. Die monster was direk na 'n monster met oor die algemeen hoë konsentrasie (monsterpunt 4 van 8 April 1981 op TABEL 9) ontleed en oordrag vanaf dié hoë na lae konsentrasie kon moontlik plaasgevind het.

Wat die ammonia- en orto-fosfaatkonsentrasies in bogenoemde gebied betref, is die konsentrasies oor die algemeen laag behalwe in die geval van die orto-fosfaatkonsentrasies by C2Q02, KM/02 en KM/03 en ietwat hoë ammoniakonsentrasies by laasgenoemde punte. Die effek van die rioolwerke van Potchefstroom en Stilfontein op hierdie konsentrasies is dus duidelik. By meetstasie C2M07 by Orkney blyk dit dat die konsentrasies ammonia en orto-fosfaat oor die algemeen laag was.

Die mangaankonsentrasies soos gemeet oor 'n tydperk by C2M07 dui egter daarop dat besoedeling plaasgevind het tussen die meetstasie en monsterpunte VR/07 en 18 (FIG. 1). Ter staving van die stelling en verdere vernouing van die moontlike besoedelingsgebied dui TABEL 2, monsterpunt 13 B (rou water van die Watermaatskappy) daarop dat dieselfde hoë konsentrasies mangaan daar voorkom.

'n Tentatiewe opname van fonteine en klein stroompies wat die Vaalrivier direk binnevloei, het getoon dat die meeste fonteine tussen die inlaatwerke van die Watermaatskappy en die samevloeiing met die Koekemoerspruit aan die Transvaalse kant voorkom. Aan die Oranje-Vrystaatse kant was geen fontein stroomop van die inlaatwerke gevind nie. Stroomaf van die inlaatwerke was twee klein stroompies en een fontein almal aan die Transvaalse kant opgespoor. Eenmalige ontleding van die monsters vanaf die bronne het aangetoon dat die fonteine aan die Transvaalse kant en stroomop van die inlaatwerke by verre die hoogste konsentrasie mangaan bevat. Die mangaankonsentrasies van die twee stroompies en fonteine stroomaf van die inlaatwerke was respektiewelik 79,75 en 14  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Die ysterkonsentrasie was in al drie gevalle laer as 5  $\mu\text{g}/\text{l}$ .

Verdere bewyse vir die oorsprong van die besoedelingsbron of bronne was gevind deur 'n monster te verkry vanaf stroomop van die samevloeiing van die Koekemoerspruit met die Vaalrivier tot by C2M07. Die chemiese resultate van die twee keer wat opnames gemaak is, is vervat in TABELLE 3 en 4. Watermonsters op die oppervlak en diepte van die Vaalrivier was verkry by punte 6, regoor 7 in die rivier, 8, regoor 9 in die rivier, regoor 10 in die rivier, 11, 12, 14, 16 en by 15 (C2M07). Monsterpunte tussen die genoemde punte is aangedui met alfabetiese karakters terwyl die laaste karakter aandui of die monster op die oppervlak (O), of diepte (D) of by verskillende fonteine (alfabetiese karakters) geneem is (FIG. 1 en BYLAE 2).

Volgens TABELLE 3 en 4 blyk dit dat die geleiding (as voorbeeld) van die Vaalrivier by die punt stroomop van die samevloeiing met die Koekemoer in die orde van onder die 100 mS/m op die oppervlak sowel

as die diepte is. Die mangaan, ammonia en sulfaat in besonder en die makro- en swaarmetaalbestanddele in die algemeen is laag by die punt. Die algemene chemiese kwaliteit van die Koekemoerspruit se invloeiende water (punt 7, TABELLE 3 en 4 en FIG. 1) is effens hoër as die van die Vaalrivier. Ten spyte hiervan en van die feit dat die geleiding in besonder en die ander determinate in die algemeen van fontein 9 A/F en 9 B/F meer besoedel is, is daar nie betekenisvolle aanduiding dat stratifikasie plaasgevind het nie. By punte 9 C en 9 D (TABEL 3) is daar 'n effense aanduiding dat die mangaankonsentrasie (respektiewelik 259 en 298  $\mu\text{g/l}$ ) in die dieptemonsters begin toeneem. In TABEL 4 toon slegs die dieptemonster by 9 D aan dat stratifikasie ten opsigte van mangaan (7 270  $\mu\text{g/l}$ ), ammonia (1,71 mg/l), sulfaat (373 mg/l), geleiding (122 mS/m) en andere bestanddele begin plaasvind.

Fontein 10 A/F wat 'n geskatte vloei van ongeveer 5 l/sek. het, beïnvloed die Vaalrivier egter die meeste. Uit TABELLE 3 en 4 blyk dit duidelik dat die matriks van determinante in die algemeen en die mangaan, ammonia, sulfaat en geleidingkonsentrasies in die besonder van fontein 10 A/F en 10 D/F betekenisvol verskil van die van die Vaalrivier se water. Verder blyk dit ook dat duidelike stratifikasie regoor die fontein 10 A/F begin plaasvind en oor 'n afstand van ongeveer 1 km bly bestaan tot by die inlaatwerke van die Watermaatskappy.

Die profiel van die rivierbodem vanaf fontein 10 A/F tot by die inlaatwerke (by monsterpunt 12 A) is sodanig dat die gemiddelde diepte ongeveer 7 m is tydens laagvloeytydperke. Stroom af van die inlaatwerke vervlak die rivier egter tot ongeveer 5,5 m gemiddeld.

Om die ontstaan van die stratifikasie te probeer te bepaal, was dieptemonsters regoor 10 A/F aan die Transvaalse en Oranje-Vrystaatse kante verkry. Die resultate van die twee monsters is vervat in TABEL 4 en aangedui deur respektiewelik 10 E/D en 10 F/D. Die deursnee-profiel van die rivier by die punt regoor 10 A/F dui daarop dat die rivier vlakker is aan die Transvaalse kant (ten spyte van die

buig in die rivier) as aan die Vrystaatse kant. Hieruit en uit die resultate blyk dit dat die invloeiende fonteinwater direk, as gevolg van groter digtheid, na die laerliggende gedeeltes van die rivier vloei.

Soos reeds aangetoon, ontstaan en verdwyn die stratifikasie as gevolg van besoedeling oor 'n afstand van ongeveer 1 km waar meeste van die besoedelde water deur die Watermaatskappy onttrek word. Volgens TABELLE 3 en 4 word die stratifikasie stroom af van die inlaatwerke (punt 12 A) merkbaar swakker om dan verder stroom af (vanaf punt 12 B tot 15) verder te verswak as gevolg van beter vermenging.

Soos reeds vermeld, was 'n hele aantal fonteine waargeneem aan die Transvaalse kant tussen die inlaatwerke van die Watermaatskappy en die samevloeiing van die Koekemoerspruit en die Vaalrivier. Die sterkste van al die fonteine genommer 10 A/F was by verskeie geleenthede gemonster. Die chemiese resultate van die monsterneming word saamgevat in TABEL 5. Daarvolgens blyk dit dat die algemene chemiese samestelling van die fontein redelik konstant bly oor die tydperk van monsterneming en dat die chemiese matriks van die fontein weerspieël word in die samestelling van die watermonsters wat onder die oppervlak van die Vaalrivier se water regoor fontein 10 A/F tot by die inlaatwerke van die Watermaatskappy gevind is.

Om die omvang van die besoedeling van die menigte fonteine wat tussen die inlaatwerke en die samevloeiing van die Koekemoerspruit direk in die Vaalrivier invloei, te bepaal, was die belangrikste en-bekombare fonteine gemonster en ontleed. Volgens die resultate van TABEL 5 blyk dit dat die fonteine in die omgewing van die Oranjeskag en verder stroom op (F4, F5 en F9) relatief onbesoedel tot matig besoedel is terwyl die fontein (F14) naby die inlaatwerke ook matige tekens van besoedeling toon. Die ander fonteine (F10, F11 en F13) toon ook dat die chemiese samestelling daarvan ooreenstem met die van die fontein 10 A/F en dus van dieselfde bron afkomstig is.

### 3.2 Grondwateropnames

Met alle bewyse daar dat die hoofbron van besoedeling deur die fontein aan die Transvaalse kant en stroom op van die inlaatwerke veroorsaak word, was daar besluit dat grondwateropnames uitgevoer moet word en spesifiek ten noorde van die Vaalrivier waar die fontein waargeneem is (FIG. 1 en 2). Nadat Buffelsfonteinmy n konsultante gebruik het om die ondersoek uit te voer, het Gencor en Afdeling Besoedelingsbeheer besluit dat 'n omvattende ondersoek uitgevoer behoort te word.

Afdeling Besoedelingsbeheer het verder die dienste van Afdeling Geohidrologie bekom sodat alle aspekte van die grondwateropname ondersoek kan word.

Deur gebruik te maak van die boorgate wat deur die konsultante geboor was en deur 'n hele aantal gate by te boor en ook deur van ander bestaande gate in die gebied gebruik te maak, was die doelwit om bo en behalwe die boorgate tussen die slikdam en die Vaalrivier ook boorgate in 'n gebied rondom die Buffelsfonteinmy ngebied te betrek by die ondersoek om sodoende ondubbelsinnig te bepaal waarvandaan die besoedeling afkomstig is.

TABEL 6 verskaf die chemiese resultate van die grondwateropname. Monsters uit boorgate met die reeksnommers BG/01 tot BG/16, wat gedurende Desember 1980 gemonster was, was verkry deur van 'n dompelpomp gebruik te maak en die boorgate aanvanklik te pomp vir 'n tydperk van tien tot vyftien minute of totdat die gat byna droog was. Alle grondwatermonsters daarna was verkry deur van 'n spesiaal ontwerpte monsternemer van Afd. Geohidrologie vir boorgate gebruik te maak.

Deur die chemiese resultate van TABEL 6 te vergelyk met die algemene chemiese samestelling van fontein 10 A/F is die boorgate wat ooreenstem op FIG. 2 aangedui in swart. Die wat nie heeltemal ooreenstem met die van fontein 10 A/F nie, word aangedui in rooi terwyl die boorgate wat heeltemal verskil en wat tipiese dolomitiese water is, word aangedui in turkoois.

Die verskil in chemiese samestelling van die dolomitiese grondwater en die van die besoedelde water blyk uit die volgende:

- (i) Die geleiding van die dolomitiese water is in die orde van 100 mS/m terwyl die besoedelde water geleidings van ongeveer 250 mS/m en hoër besit.
- (ii) Die sulfaatkonsentrasie van die dolomitiese water is oor die algemeen laag (laer as 1000 mg/l) terwyl die besoedelde water heelwat hoër konsentrasies bevat (2000 mg/l en hoër).
- (iii) In die besoedelde water is die alkaliniteit oor die algemeen byna 0 terwyl die dolomitiese grondwater hoër konsentrasies bevat.
- (iv) 'n Besondere eienskap van die besoedelde grondwater is die buitengewone hoë ammoniakonsentrasies daarin. Konsentrasies vanaf 5 mg/l (as N) en hoër (tot 45 mg/l (as N)) word beskou as besoedel. Daarteenoor bevat die dolomietwater konsentrasies van onder die 1,0 mg/l ammonia (as N).
- (v) Mangaankonsentrasies van meer as 1 000  $\mu$ g/l of 1 mg/l word geklassifiseer as besoedeld want die dolomiet en natuurlike water bevat nie sulke hoë konsentrasies nie.
- (vi) Al die swaarmetale kom in hoër konsentrasies voor in die besoedelde water as die van die dolomietwater.
- (vii) Die besoedelde grondwater is hoofsaaklik van die kalsium-magnesium-sterksuur tipe water terwyl die dolomietwater van die tipe kalsium-magnesium-swaksuur is.

Aan die hand van TABEL 6 is gewys op die verskille tussen die matrikseienskappe van die van die dolomiet en die besoedelde water maar daar is enkele boorgate waarvan die chemiese eienskappe of in die oorgangsgebied val of dat die chemiese samestelling daarvan verskil van die van die dolomiet of die besoedelde water.

Die chemiese resultate van boorgat 2 (kyk FIG. 2) soos versamel op 11 Desember 1980, 7 Mei 1981 en 19 Mei 1981 verskil in vele opsigte. Die watermonsters wat op 11 Desember 1980 verkry was, toon die eienskappe van dolomitiese water terwyl die wat op 7 Mei 1981 en 19 Mei 1981 verkry was, toon eienskappe van die besoedelde water.

In die geval van boorgat 12 was die oorspronklike boorgat wat 'n baie swak lewering gehad het en wat op 18 Desember 1980 gemonster was, dieper geboor met sterker water tot gevolg. Die resultate van 17 Junie 1981 toon dus die eienskappe van 'n ander grondwaterbron as die van die vlakker boorgat.

Boorgat 25A toon alle tekens dat dit 'n besoedelde boorgat-is maar die mangaaninhoud van die boorgat se water is egter normaal. Waarom dit so is, is onbekend. 'n Herhaling van die chemiese ontleding nadat die boorgat vir ten minste 15 minute gepomp is, behoort meer lig te werp op die afwykende resultaat.

Wat boorgat 30 betref, toon die sulfaatkonsentrasies dat besoedeling van een of ander aard moontlik kan begin intree. Die totale alkaliniteit is egter nog relatief hoog terwyl die ammonium-stikstof en die mangaankonsentrasie laag is.

Die resultate van boorgat (put) PP/01 se monsters soos verkry op 8 April 1981 toon dat die kalsium-, magnesium-, natrium- en sulfaatkonsentrasies relatief laag is. 'n Verklaring hiervoor kan nie met sekerheid gegee word nie. Die feit dat die put teen 'n besondere hoë tempo gepomp word, kan meebring dat grondwater vanaf die Koekemoerspruit of ander bronne ingetrek kan word.

Die besondere hoë nitraat-stikstofkonsentrasies in die put PS/01 kan moontlik toegeskryf word aan die werking van nitrifiserende bakterieë wat ammonium-stikstof in die teenwoordigheid van voldoende suurstof omsit na nitraat.

Boorgate HB/8 en G32797A is ook gevalle waar daar 'n mengsel van dolomiet en besoedelde water in voorkom. In beide gevalle lê die elektriese geleidingsvermoë en sulfaatkonsentrasie tussen die van dolomitiese en besoedelde water. Die totale alkaliniteit en ammonium-stikstofkonsentrasie is in die orde van dolomitiese water se konsentrasie terwyl die mangaankonsentrasie effens hoër as normaal is en dus op effense besoedeling dui.

Weens die feit dat daar 'n duidelike verskil is tussen die dolomiet of agtergrondkwaliteit van sommige boorgate en dié van besoedelde grondwater, is voorgestel dat die besoedeling onder andere die resultaat van die reaksie tussen swaelsuur en die dolomiet van die omgewing kon wees. Veral die mangaan tot kalsium plus magnesiumverhouding was gebruik as voorbeeld van die samestelling van dolomiet en die van die besoedelde water. Die oorsprong van die swaelsuur sou dan of deur bakteriese aksie waardeur die oksidasie van piriëet of deur ongeneutraliseerde uitvloeisel gewees het.

Om die reaksie tussen dolomiet en swaelsuur te bestudeer, was 105 g dolomietstukke van ongeveer 5 tot 10 mm<sup>3</sup> grootte, afgeweg. Die dolomietstukke was in 'n kegelfles geplaas en 200 ml gedioniseerde water waarby H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>(c) bygevoeg was om 'n pH van 1 te verkry, by die dolomietstukke gevoeg. Na ongeveer 72 uur was 'n klein hoeveelheid van die oplossing deur 'n 0,45 mm membraan gefiltreer en chemies met behulp van die Induktiefgekoppelde Plasma van die Hidrologiese Navorsingsinstituut geanaliseer. Die proses is herhaal na ongeveer 170 uur (d.i. 7 dae) en weer na ongeveer 430 uur (d.i. 18 dae) en laastens na 980 uur (d.i. 41 dae).

Die resultate van die ondersoek is as volg:

Datum	Mangaan (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Kalsium (mg/l)
13.07.81	70	1 920	690
17.07.81	110	3 200	590
28.07.81	172	5 430	497
20.08.81	195	6 430	430

Op 28 Julie 1981 was die pH slegs 1,3 en op 20 Augustus 1981 was die pH 4,5. Deur gebruik te maak van die formule  $H^+ (\mu\text{g/l}) = \text{antilog}(6,0 - \text{pH})$  of  $H^+ (\text{g/l}) = 10^{-\text{pH}}$  was bereken dat van 'n aanvanklike waterstofioonkonsentrasie van 100 mg/l slegs 50 mg/l (pH = 1,3) oor was op 28 Julie 1981 en 0,03 mg/l (pH = 4,5) op 20 Augustus 1981. Dit en die feit dat mangaan en magnesiumkonsentrasies 'n skerp toename en daarna 'n logaritmiese afplating aantoon terwyl die kalsium kort na die aanvang van die eksperiment tot versadigingspunt toegeneem het en daarna logaritmies afgeneem het, dui dit aan dat onder gebufferde kondisies die reaksies heelwat stadiger sal verloop en dat die resulterende mangaan- en magnesiumkonsentrasies waarskynlik onder gebufferde kondisies nie die hoë konsentrasies sal bereik soos in die geval van bogenoemde eksperiment nie.

Die belangriker aspek van die eksperiment is egter die feit dat die mangaan tot kalsium plus magnesiumverhouding op ongeveer  $0,028 \pm 0,001$  te staan kom terwyl die kalsium tot magnesiumverhouding van 0,36 tot 0,18, 0,09 en 0,07 daal gedurende die tydperk van die eksperiment.

Indien hierdie gegewens nou vergelyk word met die van TABEL 6 dan blyk dit dat die dolomitiese of onbesoedelde boorgate se mangaan tot kalsium plus magnesiumverhouding van die orde vanaf 0,0001 tot ongeveer 0,0055 is terwyl die besoedelde boorgate se verhouding vanaf

0,0055 tot so hoog as 0,3 blyk te wees. Die kalsium- tot magnesiumverhouding van die boorgate met dolomitiese water daarenteen, staan in teenstelling met die bogenoemde eksperiment. Die gegewens dui daarop dat die verhouding van kalsium tot magnesium van die boorgate met dolomitiese water vanaf 0,9 en hoër word namate die grondwater meer besoedeld is, terwyl die bogenoemde eksperiment daarop dui dat die verhouding kort na die aanvang van die reaksie skerp toegeneem het totdat die versadigingspunt van kalsiumsulfaat bereik was waarna die verhouding logaritmies begin daal het en na nul neig in die oneindigheid weens die presipitasie van die kalsiumsulfaat.

Uit die gegewens blyk dit dus dat die oorsaak van die hoë mangaan in die boorgate met besoedelde water nie verklaar kan word deur uit te gaan van die feit dat swaelsuur inwerk op die dolomiet van die omgewing nie.

### 3.3 Slikdamondersoek

Omdat vrae ontstaan het oor die moontlike bydrae al dan nie van die slikdamme tot die besoedeling van die grondwater, was besluit om 'n paar boorgate op die slikdamme tot in die watertafel te boor. As gevolg van praktiese probleme kon slegs een gat geboor word naamlik G32797 (FIG. 2). Die boorgat was eers deur die slikdam en 3 m dieper geboor waarna 'n voering tot 'n diepte van 33 m daarin geplaas is. Daarna is die boorgat dieper geboor tot sterk water gevind was.

Onversteurde kernmonsters wat met was verseël is, was van elke 2 m van die slikdamprofiel verkry tot op 'n diepte van 30 m (d.i. die hoogte van die slikdam) om deurlaatbaarheidstoetse mee te bepaal. Omdat die boormasjien elke 0,5 m 'n monster voorsien het, was ongeveer elke 2 m 'n versteurde kernmonster gekies vir die maak van ekstrakte om die loogbare soutinhoud en korrelgrootteverspreiding mee te bepaal.

Die waterige ekstrakte van die slikmonsters was verkry deur gedioniseerde water tot by die vloeigrens of atterberggrens (Sherard, Dunnigan en Decker, 1976) by 400 g slik wat vooraf gedroog was by 105°C vir 24 uur, te voeg en te laat staan vir 12 uur om ewewigtoestand te bereik. Daarna is die water met behulp van 'n vakuumpomp en 'n buchnertregter met Watman nr. 1 filtreerpapier, afgesuig en chemies ontleed vir 'n verskeidenheid determinante. Die resultate van die ontledings van die monsters wat by verskillende dieptes geneem was, is vervat in TABEL 7.

Volgens TABEL 7 blyk dit ook dat die geleiding van al die ekstrakte van die orde van 300 mS/m en hoër is en dat dit dus ooreenkom met die van besoedelde boorgate (vergelyk TABEL 6). Verdere ooreenkomste is dat die sulfaat hoog en die alkaliniteit laag is. In vergelyking met die hoë ammonium-stikstofkonsentrasies in die grondwaterbronne van TABEL 6 blyk dit dat dié konsentrasies van die slikekstrakte van kleiner as 1,0 tot 21,1 mg/l wissel. Geen vaste patroon is waarneembaar nie. Die enigste afleiding wat wel gemaak kan word, is dat daar wel ammonium-stikstof op en in die slikdam voorkom. Alhoewel die mangaankonsentrasies van TABEL 7 ook wissel met diepte blyk dit tog dat die slikdam besondere hoë konsentrasies mangaan bevat (vanaf 0,5 tot so hoog as 429 mg/l). Die verhouding van mangaan tot die kalsium plus magnesiumkonsentrasies van hierdie slikmonsters wissel vanaf 0,0008 vir die gevalle waar die mangaan laag is tot so hoog as 0,6 vir gevalle waar die mangaankonsentrasies hoog is (428 mg/l). Die kalsium- tot magnesiumverhouding daarenteen wissel vanaf 1,6 tot 25,6.

Beide verhoudings stem ooreen met dit wat gevind is in die grondwater van die sogenaamde besoedelde boorgate (vergelyk TABEL 6) sowel as met die van die besoedelde fonteine onder andere 10 A/F (kyk TABEL 5).

Wat die grondwater van boorgat G32797 betref, was voorsorg getref dat besoedelde water afkomstig van die slikdam nie die grondwatertafel via die boorgat kon bereik nie. Om 'n verteenwoordigende watermonster uit die dolomiet onder die slikdam te verkry is die boorgat vir lang tye aaneen geblaas voordat 'n monster geneem was.

Die proses kom daarop neer dat lug onder druk onder die watervlak in die boorgat ingepomp word om die water met 'n konsentriese pyp bo by die boorgat uit te blaas. Watermonsters van hierdie water was van tyd tot tyd versamel vir chemiese ontleding. Die resultate van die ondersoek is vervat TABEL 8.

Volgens die gegewens kom daar wel enkele wisselinge voor in die belangrikste bestanddele wat vir hierdie ondersoek van belang is. Oor die algemeen bly die chemiese matriks dieselfde en stem dit verder ooreen met dié van die slikdamekstrakte, die besoedelde boorgate en die van die besoedelde fonteine.

### 3.4 Mynuitvloeisels

Met die voorafgaande gegewens en feite ter hand was dit noodsaaklik om die oorsprong van die besoedeling te bepaal. Soos reeds vermeld in die voorafgaande en aangedui in FIG. 1 en BYLAE 5 het die Buffelsfonteinmyn drie uitvloeisels wat van belang is. Weens die verweefdheid van die kanaal en pypsteme en weens die feit dat geen duidelikheid verkry kon word oor watter water en die hoeveelhede daarvan na die betrokke uitvloeipunt gaan nie, bestaan die moontlikheid dat die onderstaande beskrywings nie honderd persent korrek mag wees nie.

Eerstens word ondergrondse water uit die myn uitgepomp na bogrondse opgaardamme waarvan sommige gebruik word en die oortollige water met 'n kanaalsisteam na die Koekemoerspruit geneem word. 'n Aantal monsters is van die water verkry (monsterpunt C; FIG. 1) en chemies ontleed. Die resultate wat vervat is in TABEL 9 dui daarop dat die ondergrondse mynwater, wat die algemene chemiese samestelling betref, eienskappe van dolomitiese en besoedelde water aandui. Die geleiding is hoër as die van dolomitiese maar laer as die van besoedelde water. Verder is die sulfaat en alkaliniteitkonsentrasies respektiewelik laag en hoog in vergelyking met besoedelde water. Die relatief hoë nitraat-plus nitriet-stikstof word onder andere ook toegeskryf aan die gebruik van stikstofbevattende plofstof ondergronds. Die voorkoms van mangaankonsentrasies bokant die

0,5 mg/l merk op 8-April 1980 (1,136 mg/l) en 6 Mei 1981 (1,732 mg/l) dui moontlik daarop dat van die besoedelde grondwater alreeds deurgedring het tot die dieper ondergrondse water.

Die tweede uitvloeisel se oorsprong is blykbaar vanaf die goudekstraksieaanleg. Die water gaan na 'n verhelderaar waar pH verhoog moet word sodat ongewenste swaarmetale presipiteer en die lae pH's geneutraliseer kan word. Volgens TABEL 9 waar chemiese resultate van verskeie datums van monsterneming vervat is, blyk dit dat bogenoemde doelwit meer as een maal nie bereik is nie. Hoogs besoedelde water met 'n volume van ongeveer 0,2 kumek vloei voortdurend in die Koekemoerspruit (monsterpunt 4; FIG. 1). 'n Kenmerkende eienskap van die water is dat die chemiese samestelling daarvan wissel en dat die matriks daarvan nie ten volle ooreenstem met die van die kwaliteit van die water op die slikdam (TABELLE 8 en 7), die besoedelde grondwater (TABEL 6) en die van die besoedelde fonteinne (TABEL 5) nie. Dit is insiggewend dat die geleiding nie so hoog is as in die geval van die slikdam, besoedelde grondwater of fonteinne nie. Dieselfde geld ook vir die sulfaat- en totale alkaliniteitkonsentrasies. Ewesom is die ammonium-stikstof soms baie hoog (vergelyk 11 Desember 1980) maar origins ordes laer as die van die besoedelde bronne. Selfs wat die mangaankonsentrasie betref, blyk dit dat waar nie pH-verhoging uitgevoer is nie die konsentrasie drie maal meer verdun is as by die besoedelde bronne. Wat egter verontrustend is by hierdie uitvloeisel is die besondere hoë arseenkonsentrasies wat waargeneem is (vergelyk die maksimum van 19 mg As/l soos gemeet op 18 Desember 1980; TABEL 9). Oor die algemeen blyk dit dat dié uitvloeisel van die goudekstraksieaanleg se eienskappe moontlik ooreenstem met 'n verdunde vorm van die besoedelde water.

Ten spyte daarvan dat verdunning as 'n oplossing vir besoedelingsprobleme onaanvaarbaar is, was bevind dat die verdunningseffek en vermenging van die water van Koekemoerspruit (monsterpunt 5: FIG. 1) sodanig is dat dit nie 'n wesentlike invloed op die gehalte van die Vaalrivier het nie (vergelyk TABELLE 3 en 4). Die redes vir hierdie stelling is dat alhoewel die vloei van

die Koekemoerspruit tydens laagvloei min of meer van dieselfde orde is as die 0,2 kumek van die kanaal vanaf die verhelderaar (punt 4; FIG. 1) verbreed die Koekemoerspruit na die samevloeiing van die kanaal in 'n breë moerasagtige gebied waar die vloei relatief stadig is en die retensietyd hoog. Verder sal die pulse hoë pH-water vanaf die verhelderaar ook dalk 'n rol speel. Geen bewyse is egter gedurende die hele ondersoek gevind wat daarop dui dat die Koekemoerspruit en die kanaal gesamentlik die oorsaak was vir die te hoë konsentrasies mangaan en ammonium-stikstof in die Vaalrivier nie. Dat die Koekemoerspruit wel 'n bydrae sal lewer tot die voedingstofkonsentrasies van die Vaalrivier en die gevolglike ideale kondisies vir algemene opbloei van alge kan skep, blyk duidelik uit die kwaliteit van die spruit. Die storting van uitvloeisel deur rioolwerke hoër op in die Koekemoerspruit (Stilfontein Munisipaliteit) word weerspieël in die bo-normale ammonium-stikstof, nitraat- plus nitriet-stikstof en orto-fosfaat as P konsentrasies (kyk monsterpunt 5; TABEL 9).

'n Derde uitvloeisel is die uitvloeisel wat afkomstig is van die uraanaanleg. Piriet word by hoë temperatuur (ongeveer 800°C) gerooster waarna onder andere swaelsuur gevorm word. Die waterige fase word gebruik om met mangaanerts mangaansulfaat by 60°C te vorm wat verder gebruik word om die uraan uit die uraanerts te ekstrahêr. Die oplosbare uraniel-mangaansulfaatkompleks word herwin deur presipitasie met ammonium.

Die suurslikfase wat na die pirietroostering ontstaan het, plus ander slikfases uit die verskillende aanlêe word dan gesamentlik na die slikdamme gepomp nadat 'n pH-aanpassing na 7 uitgevoer is (kyk FIG. 1, monsterpunt E). Op die slikdamme is die retensietyd van die water ongeveer een tot drie dae. Die afvoer van die slikdamme word dan deur middel van 'n grondkanaal na die sogenaamde "Tarmac"-damme gevoer (kyk FIG. 1, monsterpunt H) waarna dit na die Verdampings-dam gepomp word wat ongeveer 3 km oosnoordoos van die "Tarmac"-damme

aan die oostekant van die Kimberliet-gang geleë is (kyk FIG. 2). Die Verdampings-dam is 'n gronddam waar die hoogs gemineraliseerde water vanaf die slikdamme toegelaat word om verder te verdamp en weg te syfer. Die praktyk wek kommer omdat besoedeling van die onderliggende grondwater mettertyd mag plaasvind.

Wanneer die "Tarmac"-dam nie al die water vanaf die slikdamme kan hanteer nie, word die oormaat water toegelaat om na die Rooidam oor te loop (kyk FIG. 1, monsterpunt I). Die doel van die Rooidam is egter hoofsaaklik om stormwater vanaf die slikdamme te onderskep en sodoende besoedeling te verhoed.

Om dus die chemiese kwaliteit van die bron van besoedeling vas te stel was watermonsters verkry, van die uitvloeisel na die slikdamme (monsterpunt E, FIG. 1), die aftrekwat vanaf die slikdamme (monsterpunt H, FIG. 1) en die oorloopwater in die Rooidam (monsterpunt I, FIG. 1). Die resultate van die monsters wat op verskillende tye verkry was, is vervat in TABEL 9.

Slegs enkele gegewens van die uitvloeisel wat na die slikdamme gepomp word is versamel (TABEL 9, monsterpunt E). Die gegewens is egter onvoldoende om te bevestig dat die besoedelde grondwater en fonteine met die uitvloeisel ooreenstem. Daarenteen bevat die uitvloeisel dieselfde chemiese matriks as die van die genoemde besoedelde bronne. Die monster wat op 7 Mei 1981 verkry was, dui daarop dat pH-korreksie nie toegepas was nie, dat die geleiding, sulfaat en die alkaliniteit van dieselfde orde was as die van die besoedelde bronne. Die konsentrasies ammonium-stikstof (10,5 mg/l) en die mangaan (73,7 mg/l) wat egter gevind was, is naastenby die helfte van die konsentrasies van die besoedelde bronne. Die ander monsters wat op 10 Julie 1981 en op 15 Julie 1981 geneem was, toon wel dieselfde relatiewe konsentrasies maar is in baie verdunde vorm.

Weens die feit dat die aftrekwat vanaf die slikdamme baie meer toeganklik was by die "Tarmac"-damme was heelwat meer monsters van

die bron geneem (monsterpunt H, TABEL 9). Hierdie resultate dui ondubbelsinnig daarop dat die chemiese samestelling en die hoë konsentrasies van hierdie bestanddele duidelik ooreenstem met die van die besoedelde grondwater en fonteinwater. Veral die besondere hoë konsentrasies aluminium, arseen, boor, kobalt en mangaan word weerspieël in van die besoedelde grond- en fonteinwater. Die hoë koper-, yster- en sinkkonsentrasies in die aftrekwatervanaf die slikdamme is egter afwesig in die besoedelde grond- en fonteinwater omrede die drie bestanddele by effens neutrale of hoë pH onoplosbaar word en presipiteer. Die geleiding is deurgaans besonder hoog en die pH deurgaans ongeveer 3,0 (behalwe op 8 April 1981 was die pH 7,8). Die verhoudings van al die ander bestanddele en in besonder die hoë sulfaat, lae alkaliniteit en hoë ammonium-stikstof dui alles daarop dat die uitvloeisel die primêre bron van die besoedeling is. Dit is egter opmerklik dat die ammonium-stikstofkonsentrasie wat 'n besondere rol as kenmerkende spoorderbestanddeel in hierdie ondersoek speel buitengewoon laag was in die monsters wat gedurende 9 Julie 1981 tot 15 Julie 1981 geneem was (monsterpunt H, TABEL 9).

Die drie monsters wat uit die Rooidam geneem was se bestanddele toon ooreenstemmende eienskappe met die van monsterpunt H soos wat verwag sou word (monsterpunt I, TABEL 9). Die konsentrasies ammonium-stikstof was gedurende 6 Mei 1981 en 17 Junie 1981 respektiewelik 19,30 en 32,45 mg/l terwyl dit op 10 Julie 1981 plotseling na 0,60 mg/l gedaal het.

Monsterpunt G van TABEL 9 gee die chemiese resultate van een enkele monster wat geneem was van die uitvloeisel van die Oranjeskag se rioolwerke. Behalwe vir voedingstowwe soos nitraat plus nitriet-stikstof en orto-fosfaat-fosfor wat effens hoog is en wat te wagte is, is die konsentrasies van die ander bestanddele normaal wat onbesoedelde water aandui.

Om nog eens aan te toon hoedanig die kwaliteit van die Vaalrivier se water beïnvloed word, kan die chemiese resultate van die monsters wat op verskillende tye geneem was by Vermaasdrif (monsterpunt VR/07, TABEL 9) en by die inlaatwerke van die Waterwerke (monsterpunt 13 B,

TABEL 9) met mekaar vergelyk word. Daarvolgens toon dit dat die resulterende mangaankonsentrasies wel die perk van 0,5 gereeld oorskry.

### 3.5 Invloed van bakterieë

Volgens die bespreking van die kwaliteit van die uitvloeisel van die uraanaanleg en ander sliksdraende water na die sliksdamme (kyk TABEL 9; monsterpunt E) en die kwaliteit van die afvoerwater vanaf die sliksdamme (kyk TABEL 9; monsterpunt H) blyk dit dat daar teenstrydighede bestaan oor die pH, sulfaat- en ysterkonsentrasies. Na wat mondelings verneem is van die personeel van Buffelsfonteinmyn wat direk met die behandeling van die uitvloeisel te doen het, word 'n pH-aanpassing na ongeveer pH=7 voortdurend toegepas behalwe in gevalle waar probleme ondervind word. Ongelukkig kon nie genoeg monsters verkry word om die praktyk te bevestig of te weerspreek nie. Indien die pH aanpassing wel gedoen word beteken dit dat 'n drastiese verandering in kwaliteit van die water op die sliksdam, gedurende die retensietyd op die sliksdam, plaasvind.

Om die drastiese verandering van pH van ongeveer 7,0 na 3,0 en die verhoging in konsentrasies van sulfaat van ongeveer 1 700 mg/l na tot so hoog as 7 000 mg/l en yster van ongeveer 4 mg/l tot so hoog as 1 737 mg/l, te verklaar, was dit nodig om na die moontlikheid van die aktiwiteite van bakterieë, wat daartoe in staat om die verandering teweeg te bring, gekyk moes word. Die oënskynlike verhoging in ammonium-stikstof en mangaankonsentrasies soos weerspieël in die gegewens van monsterpunt E en H kan egter nie toegeskryf word aan bakteriese werking nie (Stumm en Morgan, 1970; Alexander, 1961). In die geval van ammonium-stikstof is dit voor-die-hand-liggend dat die sliksdamme dit nie as inherente bestanddeel bevat nie maar dat dit afkomstig moet wees van die uraanaanleg. Wat die mangaan betref, word aanvaar dat die sliksdamme sulks weinig, indien enige, mangaan bevat. Indien dit wel die geval blyk te wees, dan moet die oorsprong van die buitengewone hoë mangaan in die aftrekwatervan ook

gesoek word by die uraanaanleg as oorsprong. Onder die omstandighede is dit nodig om daarop te let dat die mangaan (2+) in oplossing slegs by pH-waardes van 9,0 en hoër (BYLAAG 3) sal presipiteer. Die pH aanpassing na 7 by die uraanaanleg sal dus geen invloed uitoefen op die oplosbaarheid van die opgeloste  $Mn^{2+}$  nie.

Sou dit blyk dat die slikdam wel  $MnO_2$  bevat dan moet in gedagte gehou word dat die vorming van  $MnSO_4$  uit  $MnO_2$  en  $H_2SO_4$  (pH naastenby 1) slegs onder gekontroleerde en drastiese kondisies sal plaasvind om konsentrasies van 100 mg/l mangaan in oplossing te kan gee.

In BYLAAG 3 is 'n uiteensetting gegee van die kondisies waaronder die Thiobacillus Ferrooxidans en aanverwante bakterieë gebruik kan maak van die ongeveer 0,4% piriet wat teenwoordig is in die slikdamme om ferri-sulfaat en swaelsuur te vorm. Alle omstandighede soos uiteengesit in die bogenoemde BYLAAG is in die voordeel van die bakterieë om die genoemde verandering teweeg te bring. Omdat dit besonder moeilik is om die genoemde bakterieë se getalle te kwantifiseer was besluit om deur middel van 'n indirekte metode die omvang van die bakterieë se aktiwiteite te bepaal (Rawlings, 1981). Dit was gedoen deur die ferri- en ferri-konsentrasies te bepaal in die uitvloeisel na die slikdamme toe en ook in die aftrekwat. Die resultate van die ondersoek wat op 15 Julie 1981 uitgevoer was, is as volg:

Monsterpunt	Tyd	$Fe^{2+}$	$Fe^{3+}$
		mg/l	mg/l
E	08h00	0	42
	10h00	0	35
H	08h00	1 111	2
	10h00	1 125	4

Monsterpunt E, wat die uitvloeisel na die slikdam aandui, se resultate toon dat die ferri-konsentrasie relatief laag is maar ook genoeg om die aktiwiteite van die bakterieë te stimuleer (kyk BYLAAG 3). Aan die ander kant toon die aftrekwater (monsterpunt H, FIG. 1) dat die ferro-konsentrasie skerp gestyg het. Die verhoogde konsentrasie ferro-ione dui juis daarop dat die pirietoksidasiereaksie van BYLAAG 3, paragraaf 2.1 gehoorsaam word daar ferro-sulfaat as eindproduk gevorm word.

Om die bogenoemde uiteensetting te kon bevestig, was 'n opname en ontleding van monsters vanaf verskeie monsterpunte vir uraan in oplossing, uitgevoer (Martic en Mrost, 1964). Meeste van die boorgate aangedui op FIG. 2 asook fontein 10 A/F, verskeie punte in die Vaalrivier en Koekemoerspruit asook die belangrikste uitvloeiselpunte was gemonster vir uraananalise. Die monsters was verkry deur ongeveer 200 ml deur 'n 0,45  $\mu\text{m}$ -membraan te filtreer en aan te suur met 1 ml HCl(c). Die ontledingsresultate van die ondersoek het daarop gedui dat meeste van bogenoemde bronne se uraankonsentrasie laer as 10  $\mu\text{g}/\text{l}$  is. Die volgende bronne toon egter hoë konsentrasies uraan aan:

Monsterpunt (Kyk FIG. 1 en 2)	Uraan ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )
4	36
4	50
7	95
7	16

Monsterpunt (Kyk FIG. 1 en 2)	Uraan ( $\mu\text{g/l}$ )
G	20
C	149
E	53
H	60
H	108
I	2 250
PP/01	56

In die gevalle van monsterpunte 4 en 7 waar meer as een resultaat verskaf is, was die monsters op verskillende dae verkry.

Uit bogenoemde resultate is dit duidelik dat uraan nie gebruik kan word om die bestaan of aktiwiteite van bakterieë verder te bevestig nie moontlik omdat die uraankonsentrasies in die slikdamme besonder laag kan wees. Die enigste plek waar 'n noemenswaardige konsentrasie uraan aangetref was, was in die Rooidam met 'n konsentrasie van 2,25 mg/l.

Weens die feit dat bakteriese werking op die slikdam plaasvind, ontstaan die vraag wat die suurwater se invloed sal wees op die resulterende chemiese kwaliteit indien die water deur die slikdam en deur die dolomitiese gesteentes beweeg na die grondwatertafel.

Volgens TABEL 6 blyk dit dat die chemiese samestelling van die besoedelde boorgate baie goed ooreenstem met die van die afvoerwater (monsterpunt H, TABEL 9) behalwe dat die pH van die besoedelde boorgate naastenby neutraal is en die konsentrasies van die meeste bestanddele ongeveer 60% is van die van die afvoerwater. Geen noemenswaardige veranderinge word waargeneem nie behalwe dat sommige swaarmetale soos yster verminder het en die pH wat verhoog het.

Hierdie veranderinge ontstaan deurdat die besoedelde water met die dolomiet reageer en deur die onbesoedelde dolomitiese water verdun word wat veroorsaak dat die pH verhoog word en dat ysterhidroksied presipiteer.

#### 4. GEVOLGTREKKINGS

In die lig van die bevindings van die verslag word die volgende gevolgtrekkings en aanbevelings gemaak:

- (a) Die ondersoek het bevind dat die bedryf en die chemiese en fisiese kwaliteit van die uitvloeisel van die verhelderaar nie aan die neergelegte standaarde voldoen nie. Hoogs toksiese bestanddele (byvoorbeeld arseen) is by tye in hierdie uitvloeisel gevind wat skadelik sal wees vir nie alleen die onmiddellike ekologie nie maar ook vir mens en dier wat daarmee in aanraking mag kom. Die voorkoms van soortgelyke gevalle behoort ten alle koste vermy te word.
- (b) Alhoewel die kwaliteit van die verhelderaar se uitvloeisel by tye nie aan die standaarde voldoen nie, word die water deur die Koekemoerspruit en die Vaalrivier se water sodanig verdun dat die invloed daarvan gou verdwyn.
- (c) In teenstelling met die enkele kwaliteitsresultate van die uitvloeisel van die myn na die slikdamme wat aantoon dat die uitvloeisel weinig ammonia en mangaan bevat, is onomstootlike bewyse voorgehou dat veral dié twee bestanddele in hoë konsentrasies wel onlangs na die slikdamme gepomp was. Aftrekwater vanaf die slikdamme het deurgaans hoë konsentrasies van veral die twee bestanddele aangetoon. Die kort retensietyd en ongunstige toestande vir ammonia produksie op die slikdamme kan dus nie die aanwesigheid van die hoë ammoniakonsentrasies in die aftrekwater verklaar nie.

- (d) Aan die hand van die spektrum van chemiese bestanddele wat gevind is op die slikdam, die grondwater, die fontein en op die bodem van die Vaalrivier tussen fontein 10 A/F en die inlaatwerke van die Watermaatskappy was aangetoon dat die van dieselfde samestelling en oorsprong is.
- (e) Wat die slikdamme betref, word vermoed dat bakteriese aktiwiteit op die slikdamme veroorsaak dat die aanvanklike geneutraliseerde uitvloeisel na die slikdamme se pH verlaag word na ongeveer 3 en dat die ferri-sulfaatkonsentrasie verhoog word. Die hoogs ongebufferde water neig om alle loogbare soute in oplossing te bring.
- (f) Die oorsaak van die besoedelingsprobleme is deur die gegewens aangetoon as die uitvloeiels van die prosesse wat betrokke is by die produksie van swaelsuur en die herwinning van uraan en goud uit die erts.

## 5. BEDANKINGS

Die volgende instansies se personeel word hartlik bedank vir bydraes wat gemaak was om die sukses van die ondersoek te verseker:

Hidrologiese Navorsingsinstituut  
 Afdeling Geohidrologie  
 Buffelsfonteinmyn  
 Wes-Transvaalse Streekswatermaatskappy

Die volgende persone wat met raad en daad bygedra het tot die ondersoek, se bydraes word hoog waardeer.

Prof. Hodgson, Instituut vir Grondwaterstudies, U.O.V.S.,  
 Bloemfontein  
 Dr. Bredenkamp, Afdeling Geohidrologie, Pretoria  
 Mnr. Steyn, Afdeling Geohidrologie, Pretoria  
 Mnr. Best, Afdeling Besoedelingsbeheer, Pretoria  
 Mnr. Zunckel, Afdeling Besoedelingsbeheer, Pretoria

Mnr. Moerdijk, Afdeling Besoedelingsbeheer, Germiston

Mnr. Turnbull, Afdeling Besoedelingsbeheer, Germiston

Mnr. Pienaar, Afdeling Besoedelingsbeheer, Pretoria

6. LITERATUURVERWYSINGS

ALEXANDER, M. 1961 Introduction to Soil Microbiology. J. Wiley and Sons, Inc. New York.

ECCLESTON, M. AND KELLY, D.P. 1978 Oxidation kinetics and chemostat growth kinetics of Thiobacillus ferrooxidans on tetrathionate and thiosulfate. J. of Bacteriology. Vol. 134, No. 3, p718-727.

JOHNSON, D.B., KELSO, W.I. AND JENKINS, D.A. 1979 Bacterial streamer growth in a disused pyrite mine. Environ. Pollut. Vol. 18, 1979, p107-118.

MARTIC, M. AND MROST, M. 1964 In situ leaching of uranium from gold mine residue dams. S.A. Industrial Chemist. Oct. 1964, p127-138.

MCKEE, J.E. AND WOLF, H.W. 1963 Water quality criteria. California State Water Resources Control Board, Publication 3-A.

MROST, M. AND LLOYD, P.J. 1971 Bacterial oxidation of Witwatersrand slimes. Proceedings of the symposium on the recovery of uranium from its ore's and other sources. International Atomic Energy Agency, Vienna 1971. Symposium held at Sao Paulo on 17-21 Aug. 1970. p223-239.

RAWLINGS, D.E. 1981 Nutritional requirements of the micro-organisms active in the oxidation of ferrous iron in acid mine leach liquors. J. of Appl. Bacteriology. Vol. 51. p1-9.

REPUBLIEK VAN SUID-AFRIKA. 1962 Streeksstandaarde vir nywerheidsafvalwater. Waterwet 54, Buitengewone Staatskoerant, Staatsdrukker. 5 April 1962.

- SCHNAITMAN, C.A., KORCZYNSKI, M.S. AND LUNDGREN, D.G. 1969 Kinetic studies on iron oxidation by whole cells of *Ferrobacillus ferrooxidans*. J. of Bacteriology. Vol. 99, no. 2. p552-557.
- SHERARD, J.L., DUNNIGEN, L.P. AND DECKER, R.S. 1976 Identification and nature of dispersive soils. J. Geotechnical Eng. Div. Am. Soc., 1976, p281-301.
- SMITH, R. 1980. Water analysis in South Africa: Interlaboratory Comparison Studies Part VII: Conclusions. Water S.A. Vol. 6, no. 1, p37-40.
- STUMM, W. AND MORGAN, J.J. 1970 Aquatic chemistry - an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. Wiley-Interscience.
- TUTTLE, J.H. AND DUGAN, P.R. 1976 Inhibition of growth, iron and sulfur oxidation in *Thiobacillus ferrooxidans* by simple organic compounds. Can. J. Microbiol. Vol. 22. p719-730.
- VAN VLIET, H.R. 1980. Die kontinue vloei-analise van sekere elemente in Water. D.Sc-tesis, Departement Chemie, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- VERHOEF, L.H.W. 1979. Die chemiese kwaliteit van die Vaalrivier tussen die Studam en Parys. Projekverslag no. R05/04, Hidrologiese Navorsingsinstituut, Departement Waterwese, Bōsbou en Omgewingsbewing.
- VERHOEF, L.H.W. 1980. Die gebruik van chemiese waterkwaliteitsdata vir bestuursprobleme in oppervlakwater. Projekverslag no. 2 van N3/0508, Hidrologiese Navorsingsinstituut, Departement van Waterwese, Bōsbou en Omgewingsbewing.

