

**DIE ADSORPSIE VAN ATRASIEN DEUR VERSKILLENDE  
KLEIMINERALE EN DIE INVLOED DAARVAN OP DIE MOBILITEIT  
VAN ATRASIEN**

**Johannes Teunis Vahrmeijer**  
**B.Sc. (Bodemkunde)**

Verhandeling voorgelê vir gedeeltelike nakoming van die vereistes vir die graad Magister Scientiae in die Departement Plant- en Bodemwetenskappe, Fakulteit Natuurwetenskappe; Potchefstroomse Universiteit vir Christelike Hoër Onderwys.

Leier: Mnr. J.P. Coetzee

Potchefstroom

1993

# ABSTRACT

## THE ADSORPTION OF ATRAZINE BY DIFFERENT CLAY MINERALS AND ITS INFLUENCE ON THE MOBILITY OF ATRAZINE

BY

JOHANNES TEUNIS VAHRMEIJER

Supervisor: J.P. Coetzee

Department: Plant and Soil Sciences

Degree: M.Sc.

Atrazine (2-chloro-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine) is a pre-emergence herbicide used mainly on maize. The influence of various clay minerals, i.e. illite-vermiculite mixtures, montmorillonite, kaolinite, goethite and hematite on the adsorption of atrazine under different conditions (pH, temperature, different saturation cations and electrolyte concentration) was investigated. The adsorption energy of atrazine was determined and from this it was concluded that the mechanism of adsorption may be described as physical. Adsorption isotherms of atrazine conforms to the Freundlich equations.

It was also concluded that, although atrazine is adsorbed by some clay minerals under specific conditions in laboratories, the role of clay minerals and clay content in the immobilization of atrazine under natural conditions are over-emphasized. This results in the application of excessive quantities of atrazine for the control of weeds in maize fields, which enhances the contamination of groundwater and water in reservoirs. Only sodium and potassium saturated montmorillonite and a low pH influenced the adsorption of atrazine substantially.

The movement of atrazine under controlled conditions was investigated with the aid of a rain simulator. Two different soils were used i.e. avalon and vertisol. Most of the applied

atrazine remained in the soil during the period of investigation. Atrazine was distributed throughout the avalon profile but was restricted to the upper 50 mm in the vertisol profile. Soil water and water from a pan in the Viljoenskroon area were monitored. Atrazine was detected in soil water as well as water of the pan. The concentration of atrazine in the water varied according to the seasons and correlates with monthly rainfall. Transference of atrazine between seasons occurred in both the groundwater and water of the pan but not in the reservoirs.

This information confirms that movement of atrazine to water reservoirs may take place. Different dams (Vaal, Loskop, Koppies, Wentzel and Strydom dam) and Zuikerbosch Pump Station were monitored for the presence of atrazine. Atrazine was detected in all the dams. The concentration correlates with variables such as calcium, sodium, potassium and chlorine and showed a seasonal tendency.

From this study it was concluded that atrazine contaminates groundwater and water in reservoirs. Concentration of atrazine in drinking water exceeded the limits prescribed by the World Health Organization. The possible presence of hazardous quantities of atrazine in groundwater and water of dams needs urgent attention.

## **BEDANKINGS**

Hartlike dank aan die volgende persone en instansies wat 'n besondere bydrae tot hierdie studie gemaak het:

- Professor H.J. von M Harmse vir persoonlike aanmoediging en ondersteuning asook waardevolle kritiek en aanbevelings tydens die skryf van die verhandeling. Opregte dank ook vir die deurslaggewende rol wat u in die inisïering van hierdie projek gespeel het.
- Mnr. J.P. Coetsee (promotor) vir die bekwame akademiese leiding.
- Mej. L. Ellis en mnr. P.J. Janse van Rensburg vir hulp met praktiese uitvoering van eksperimente.
- Mevv. H. Vahrmeijer en E. Steyn vir hulp met taalversorging.
- Sanachem vir die finansiering van hierdie studie.

# INHOUD

Abstract	
Bedankings	
<b>HOOFSTUK 1</b>	<b>1</b>
Inleiding	1
<b>HOOFSTUK 2</b>	<b>8</b>
2.1 Inleiding	8
2.2 Meganismes van adsorpsie van atrasien	9
2.2.1 Fisiese adsorpsie	9
2.2.2 Chemiese adsorpsie	9
2.2.2.1 Protonisasie	10
2.2.2.2 Ioonuitruiling	10
2.2.3 Waterstofbinding	11
2.2.4 Koördinasiebinding	11
2.3 Die kleiminerale wat in hierdie studie gebruik is	12
2.3.1 Mika	13
2.3.2 Illiet	15
2.3.3 Vermikuliet	15
2.3.4 Smektiet	15
2.3.5 Kaoliniet	17
2.3.6 Ysteroksiede	18
2.4 Eienskappe van die minerale fraksie van grond wat adsorpsie van atrasien beïnvloed	19
2.4.1 Tipes oppervlakke van kleiminerale	20
2.4.1.1 Siloksaanoppervlakke	20
2.4.1.2 Hidroksieloppervlakke	21
2.4.1.3 Kaolinietoppervlakke	22
2.4.1.4 Bedekkings van hidroksiede op kleideeltjies	22
2.4.1.5 Organiese verbindings op kleideeltjies	22

2.4.2	Soortlike oppervlakte, swelvermoë en laaglading	23
2.4.3	Ladingsdigtheid	24
2.4.4	Kationuitruilkapasiteit	25
2.4.5	Oppervlaksuurheid	25
2.5	Materiaal en metodes	26
2.5.1	Vorbereiding van monsters	26
2.5.2	Bepaling van adsorpsie	27
2.6	Resultate en bespreking	29
2.6.1	Invloed van tipe kleimineraal op die adsorpsie van atrasien	29
2.6.2	Adsorpsie-isoterme	33
2.6.3	Invloed van pH op die adsorpsie van atrasien	38
2.6.4	Invloed van temperatuur op die adsorpsie van atrasien	43
2.6.5	Invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasien	49
<b>HOOFSTUK 3</b>		<b>54</b>
3.1	Inleiding	54
3.2	Beweging van atrasien	55
3.2.1	Chemiese eienskappe	56
3.2.2	Grondeienskappe	57
3.2.3	Toestande van die grondoppervlak	57
3.2.4	Afbraak van atrasien	58
3.3	Materiaal en metodes	62
3.3.1	Afbraak van atrasien in water	62
3.3.2	Beweging van atrasien onder gekontroleerde toestande	62
3.3.3	Atrasien in grondwater	64
3.4	Resultate en bespreking	65
3.4.1	Afbraak van atrasien	65
3.4.2	Beweging van atrasien onder gekontroleerde toestande	66
3.4.3	Monitering van grondwater	75

<b>HOOFSTUK 4</b>	<b>82</b>
4.1 Inleiding	82
4.2 Materiaal en metodes	83
4.2.1 Bepaling van konsentrasie van atrasien in water	83
4.2.2 Korrelasies van atrasien met ander veranderlikes	84
4.3 Resultate en bespreking	85
4.3.1 Atrasien in damwater	85
4.3.2 Atrasien in drinkwater	91
<b>HOOFSTUK 5</b>	<b>93</b>
Literatuur	103

# HOOFSTUK 1

## INLEIDING

Atrasien (2-chloro-4-etielamino-6-isopropielamino-1,3,5-triasien) is 'n onkruidodder wat algemeen gebruik word, ook in Suid-Afrika, waar die verbouing van mielies 'n belangrike landbou-aktiwiteit is. Ongeveer tien verskillende maatskappye vervaardig atrasien wêreldwyd en gedurende 1987 is bykans 70 000 ton atrasien geproduseer. Atrasien word op 45 van die 100 miljoen hektaar waarop mielies verbou word, gebruik vir die beheer van ongewenste plante (Anoniem, 1987:3).

Atrasien is in 1952 deur 'n navorsingspan van J.R. Geigy Ltd., Switserland geformuleer (Esser, DuPuis, Ebert, Marco & Vogel, 1975:130). Bemaking van atrasien deur J.R. Geigy S.A. het in 1958 'n aanvang geneem. Die patentregte het onderskeidelik in 1972 en in 1976 in Switserland en in die Verenigde State van Amerika (V.S.A.) verval (Esser *et al.*, 1975:130), en atrasien is in 1962/63 in die Republiek van Suid-Afrika (R.S.A.) geregistreer (Smit, 1985:1).

Atrasien is 'n selektiewe onkruidodder wat gebruik word vir beheer van onkruid in mielies. Dit beheer sekere grassoorte en 'n wye spektrum breëblaar-onkruide. Ongeveer 90 persent van atrasien word vir die beheer van ongewenste plante in mielielande gebruik. Die res word gebruik in die beheer van ongewenste plante in suikerriet, sorghum en pynappels. Verder word dit ook nog gebruik vir die beheer van ongewenste plante op padskouers en langs treinspore (Anoniem, 1987:3).

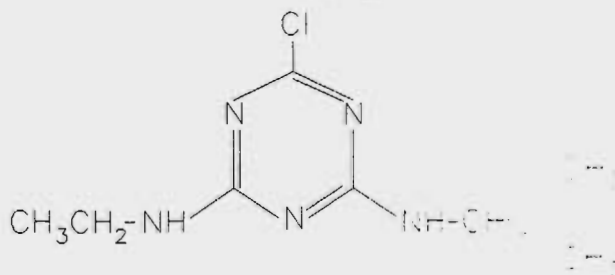
In tabel 1.1 is die belangrikste fisiese en chemiese eienskappe van atrasien (wat die wyse waarop atrasien in die grond sal reageer, beïnvloed) volgens Esser *et al.* (1975:131) opgesom.

Tabel 1.1. Fisiese en chemiese eienskappe van atrasiën (Esser *et al.*, 1975:131)

Molekulêre massa	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid in water by 20-25°C (mg l <sup>-1</sup> )	Dampdruk by 20°C (mm Hg)	pK <sub>a</sub> (21°C)	Digtheid (kg m <sup>-3</sup> )
215.69	175-177	33	3.0 x 10 <sup>-7</sup>	1.7	1.187

Die stabiliteit van die s-triasien-derivate kan verklaar word aan die hand van die elektronkonfigurasie van die heterosikliese ring wat tot 'n sekere mate ooreenstem met dié van benseen. Beide ringstrukture word gestabiliseer deur die delokalisering van  $\pi$ -elektrone wat versprei is oor al ses ringatome. Daar bestaan egter essensiële verskille (Esser *et al.*, 1975:138) soos blyk uit figuur 1.1 wat 'n skematiese voorstelling van atrasiën verteenwoordig.

2-chloro-4-etielamino-6-isopropielamino-1,3,5-triasien



Figuur 1.1. Skematiese voorstelling van atrasiën (Esser *et al.*, 1975:131)

Stikstofatome in die ringstruktuur van atrasiën (Figuur 1.1) besit 'n hoër elektron-negatiwiteit (3.1 en 2.5 respektiewelik) as koolstofatome. Dit het tot gevolg dat  $\pi$ -elektrone van s-triasien nie eweredig versprei is oor die hele ring nie, maar in die omgewing van die stikstofatome gelokaliseer is (Figuur 1.1). Daarom besit atrasiën 'n polêre mesomeriese vorm met 'n bykomstige paar ongedeelde elektrone op die stikstofatome en 'n positiewe lading op die koolstofatome. Die relatiewe tekort aan elektrone om die koolstofatome veroorsaak dat 'n nukleofiliese aanval op hierdie atome moontlik is. Hierdie aanval word versterk indien groepe wat elektrone onttrek, soos

chloor en stikstof, met een van die koolstofatome verbind. Indien chloor met die C-2-atoom verbind, kan die etielamino- en propielaminogroepe onderskeidelik met die C-4- en C-6-atome verbind om atrasien met die chemiese en fisiese eienskappe wat in tabel 1.1 geïllustreer is, te lewer (Esser *et al.*, 1975:138).

Die verspreiding van onkruidodders in grond en deur grondprofiële is 'n gevolg van die tweede wet van termodinamika. Dit is 'n wiskundige feit dat waar onkruidodders gebruik word, een of ander vorm van kontaminasie van die omgewing plaasvind. Die verspreiding van onkruidodders in die natuur kan op verskillende wyses plaasvind, byvoorbeeld: opname deur plante, vervoer in afloop- en dreineringswater, of deur verdamping. Volgens Valiulis (1986:12) is dit belangrik om te onderskei tussen kontaminasie en besoedeling. Kontaminasie is onafwendbaar, maar baie lae konsentrasies (dele per biljoen) is onskadelik. Uiteraard is besoedeling deur onkruidodders 'n probleem waarteen ernstig gewaak moet word.

Die teenwoordigheid van landbou-chemikalieë in waterbronne (volgens Valiulis (1986:10) is DDT selfs in Antartika gevind) word progressief as ongewens beskou. Die Wêreld Gesondheidsorganisasie van die Verenigde Nasies (WGO) bereken dat meer as 'n miljoen mense per jaar nadelig beïnvloed word deur landbougifstowwe. Ongeveer 20 000 mense sterf as gevolg van hierdie tipe vergiftiging (Niemand, 1992:1). In 1985 was 75 persent van die totale landbougifstowwe wat in Swede in gebruik was, onkruidodders. Die teenwoordigheid van landbougifstowwe in die drinkwater van Swede het tot die besluit gelei dat die totale gebruik van landbougifstowwe met 50 persent besnoei moet word (Weinberg, 1990:611).

Volgens Valiulis (1986:12) is daar ongeveer 20 - 30 keer meer varswater onder die grondoppervlak as in al die mere, strome en reservoirs saam. Die totale volume grondwater word bereken op  $125 - 223 \times 10^{11}$  liter. Nagenoeg 50 persent van alle Amerikaners is afhanklik van grondwater vir hulle waterbehoefte. Meer grondwater word gebruik as wat op 'n natuurlike wyse weer aangevul kan word (Valiulis, 1986:12). In die R.S.A. is water

'n beperkte hulpbron en grondwater sal in die toekoms progressief meer benut word. Dit is dus vanselfsprekend dat oordeelkundige benutting en beskerming van grondwater teen besoedeling noodsaaklik is.

Gedurende 1980 het die Europese gemeenskap ooreengekom om riglyne daar te stel om die maksimum toelaatbare konsentrasie van verskillende onkruidodders in drinkwater tot  $0.1 \mu\text{g l}^{-1}$  te beperk. Hierdie limiet is nie produkspesifiek nie, maar geld as algemene riglyn vir landbougifstowwe, ongeag die toksikologiese kenmerke van individuele produkte. Die beperking is nog nie in al die lande in die Europese gemeenskap in werking nie. Die WGO het 'n limiet van  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  vir atrasien, gebaseer op toksikologiese studies, aanbeveel. Die Italiaanse regering het na aanleiding van hierdie aanbeveling 'n limiet van  $1.7 \mu\text{g l}^{-1}$  vir atrasien in drinkwater gestel. Die Britse regering dring daarop aan dat die maksimum toelaatbare konsentrasie gebaseer moet wees op gesondheidskriteria, en 'n limiet van  $30 \mu\text{g l}^{-1}$  is as norm aanvaar. In die V.S.A. word maksimum residue-vlakke gebaseer op die aanvaarbare daaglikse inname. Slegs twee state van Amerika (Kalifornië -  $15 \mu\text{g l}^{-1}$  en New York -  $7 \mu\text{g l}^{-1}$ ) het limiete gestel vir konsentrasies van atrasien in drinkwater (Anoniem 1987:28).

Viviers (1993) van die Departement Nasionale Gesondheid het aangedui dat daar in die R.S.A. geen riglyne vir aanvaarbare maksimum toelaatbare konsentrasie van atrasien in drinkwater bestaan nie. Volgens die riglyne wat die WGO in 1993 opgestel het, sal die maksimum toelaatbare konsentrasie in 1994,  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  wees.

Vanuit 'n gesondheids- en ekologiese oogpunt is dit belangrik om die omvang van besoedeling en/of kontaminasie deur atrasien in waterreservoirs om die volgende redes vas te stel:

- a. Die toksikologiese studies van die WGO is gebaseer op die volgende aannames: Die uitgangspunt vir maksimum residue-vlakke in drinkwater is die aanvaarbare daaglikse inname van water sonder gesondheidsrisiko's wat deur 'n produk besoedel is. Die maksimum konsentrasie word dan verminder met 'n veiligheidsfaktor (gewoonlik 100). Verder word dit bepaal deur die persentasie van die potensiële inname, wat

van die produk). Op hierdie basis is die vlak van maksimum toelaatbare residue dus gewoonlik met 'n faktor van tussen 'n 1 000 en 10 000 laer as die effektiewe aanvaarbare daaglikse inname (Anoniem, 1987:20).

- b. DeNoyelles, Kettle en Sinn (1982:1291) het getoon dat atrasienskonsentrasies van 20 en 500  $\mu\text{g l}^{-1}$  beide groei en opeenvolgende groei van plankton in damme beïnvloed. Waar konsentrasies 500  $\mu\text{g l}^{-1}$  is, het fotosintese in twee dae met 95 persent afgeneem. In gevalle waar konsentrasies gewissel het van 20 tot 500  $\mu\text{g l}^{-1}$  het die samestelling van die plankton-gemeenskap tydens 'n heropbloei van die plankton verander. Spesies van die plankton (*Simocephalus*) wat meer weerstandbiedend is teen atrasien het 'n groter opbloei getoon as gevolg van 'n vermindering in kompetisie vir voedingstowwe deur ander spesies. So 'n verandering in samestelling van plankton beïnvloed weer die voedingsketting op ander vlakke. In 'n laboratoriumstudie het DeNoyelles *et al.* (1982:1291) gevind dat atrasienskonsentrasies wat van 1 tot 5  $\mu\text{g l}^{-1}$  wissel, die fotosintese van plankton beïnvloed. Torres en O'Flaherty (1976:27) het getoon dat 1  $\mu\text{g l}^{-1}$  atrasien die vervaardiging van chlorofil in *Chlorella vulgaris* met 50 persent geïnhibeer het. Totale inhibering van die vervaardiging van chlorofil het plaasgevind indien die atrasienskonsentrasie 10  $\text{mg l}^{-1}$  was. Atrasienskonsentrasies van 0.1 en 0.5  $\mu\text{g l}^{-1}$  het weer die vervaardiging van chlorofil gestimuleer.

Die beweging van onkruidodders in grond is afhanklik van verskeie faktore, onder andere adsorpsie deur verskillende kleiminerale (Wagenet & Hutson, 1990:296). Volgens die vervaardigers se voorskrif is die hoeveelheid atrasien wat toegedien word, slegs op die persentasie klei van die grond gebaseer. Verskillende outeurs (Bailey & White, 1970:31, Smit, 1985:98, Ehlers, Reinhardt & Nel, 1988:35 en Laird, Barriuso, Dowdy & Koskinen, 1992:65) het aangedui dat verskillende tipes kleiminerale 'n invloed op die adsorpsie van atrasien het. Dit wil dus voorkom asof die adsorpsie van atrasien deur verskillende kleiminerale en omgewingsfaktore 'n belangrike rol speel in die beweging van

onkruidodders. Indien atrasien hoofsaaklik deur water vervoer word, kan damme en grondwater as versamelpunte vir atrasien dien. Inligting oor die teenwoordigheid van atrasien in grondwater en in damme in die R.S.A. is uiters beperk.

Volgens 'n medeling van Dr. N.S.H. Smit (1993) het die hoeveelheid atrasien wat deur die vervaardigers voorgeskryf word, tot té hoë toedienings gelei. Hierdie stelling is gebaseer op 'n regressievergelyking wat aantoon dat die organiese materiaal in die grond die belangrikste veranderlike is. Verskillende navorsers het met behulp van pot- en veldproewe getoon dat gebruiksaanbevelings wat slegs gebaseer is op klei-inhoud, atrasienaktiwiteit nie bevredigend voorspel nie (Smit, 1985:98 en Ehlers *et al.*, 1988:35). Die gevaar van kontaminasie en besoedeling van waterbronne word dus verhoog indien voorgeskrewe toediening van atrasien te hoog is en indien die adsorpsie van atrasien deur kleimineraal nie 'n belangrike rol speel in die beweging van atrasien nie. Al hierdie aspekte noodsaak verdere navorsing.

Gedurende hierdie studie is 'n poging aangewend om die invloed van verskillende kleimineraal en omgewingstoestande op die adsorpsie van atrasien te karakteriseer. Die invloed van adsorpsie van atrasien deur die verskillende kleimineraal op die beweging van atrasien is ook ondersoek. Grondwater in die Viljoenskroon-omgewing is gemonitor vir die teenwoordigheid van atrasien. Die teenwoordigheid van atrasien in die grondwater het aanleiding daartoe gegee dat 'n aantal damme vir die teenwoordigheid van atrasien gemonitor is om die omvang van beweging van atrasien, indien enige, vas te stel.

Elke hoofstuk in hierdie verhandeling is voorsien van 'n inleiding, beskrywing van metodes, resultate en bespreking. **Hoofstuk 2** handel oor 'n laboratoriumstudie waarin die adsorpsie van atrasien deur verskillende kleimineraal onder verskillende omgewingstoestande ondersoek is.

Resultate wat in **Hoofstuk 2** beskryf is, het die motivering verskaf om die beweging van atrasien in twee tipes gronde, waarvan die samestelling ten opsigte van klei-inhoud en

kleimineralogie drasties verskil, te ondersoek. Bevindings wat hieruit voortgevloei het, is in **Hoofstuk 3** bespreek. Die konsentrasies van atrasien in grondwater van 'n bewerkte land is ook bepaal.

In **Hoofstuk 4** word verslag gelewer oor die resultate wat voortgevloei het uit die monitering van atrasien in verskillende damme in die mielieproduserende streek van die R.S.A. Die konsentrasies van atrasien in die water van die verskillende damme korreleer met sekere veranderlikes. Hierdie korrelasies is aangewend om die beweging van atrasien na damme verder toe te lig.

In **Hoofstuk 5** word gevolgtrekkings wat uit die resultate voortspruit en 'n opsomming van die studie weergegee.

## HOOFSTUK 2

### DIE INVLOED VAN SEKERE OMGEWINGSFAKTORE OP DIE ADSORPSIE VAN ATRASIEN DEUR VERSKILLENDE KLEIMINERALE

#### 2.1 Inleiding

Die chemiese en fisiese eienskappe van grond word beïnvloed deur komponente met 'n oppervlak wat reaktief is en gewoonlik 'n groot soortlike oppervlakte besit. Groot soortlike oppervlaktes is onder andere geassosieer met deeltjiegrootte en die tipe kolloïed. Die kolloïdale fraksie van grond wat uit organiese- en anorganiese komponente bestaan, verteenwoordig die aktiewe fraksie van grond (Bailey & White, 1970:31).

Volgens die adsorpsie-meganismes wat deur Bailey, White en Rothberg (1968:229) gepostuleer is, kan atrasien beide as 'n kation en neutrale ioon op die oppervlakte en in die tussenlae van verskillende kleimineraal geadsorbeer word. Sekere intrinsieke eienskappe van die verskillende kleimineraal speel 'n rol in die adsorpsie van atrasien. Laird *et al.* (1992:65) het getoon dat kationuitruilkapasiteit (KUK) en soortlike oppervlakte (waaruit ladingsdigtheid bereken kan word), die adsorpsie van atrasien beïnvloed. Huang, Grover en McKercher (1984:23) het gevind dat die deeltjiegrootte van swak kristallyne aluminium- en ystermineraal 'n belangrike rol speel in die adsorpsie van atrasien.

Die term "atrasienaktiwiteit" word in die literatuur gebruik om na die beskadiging van gewasse wat gevoelig is vir atrasien te verwys en nie na die chemiese aktiwiteit van atrasien nie. Om verwarring te voorkom, sal eersgenoemde betekenis van die term gebruik word tensy anders aangedui.

## 2.2 Meganismes van adsorpsie van atrasien

In tabel 2.1 verskyn adsorpsie-meganismes vir atrasien deur montmorilloniet wat deur Bailey *et al.* (1968:229) voorgestel is. Adsorpsie van atrasien in die grond kan volgens die verskillende meganismes gelyktydig of afsonderlik, afhangende van die tipe funksionele groep en die pH van die sisteem, plaasvind (Bailey *et al.*, 1968:229).

Tabel 2.1. Meganismes vir die adsorpsie van atrasien

(1) Fisiese adsorpsie	(2) R-N-H... ..O-klei	(3) -C-H... ..O-klei	(4) B + [H <sup>+</sup> -klei] → (HB <sup>+</sup> -klei)	(5)* M <sup>Z+</sup> (H <sub>2</sub> O)-klei + B → [(M <sup>Z+</sup> + OH <sup>-</sup> )-klei] + (HB <sup>+</sup> -klei)	(6) B + H <sub>3</sub> O <sup>+</sup> (opl) → HB <sup>+</sup> HB <sup>+</sup> + M <sup>Z+</sup> -klei → HB-klei + M <sup>Z+</sup> (opl)
A	A <sub>b</sub>	A <sub>a</sub> (?), A <sub>b</sub>	A <sub>a</sub>	A <sub>b</sub>	A <sub>b</sub>

A = Adsorpsie in beide neutrale en suur sisteme, A<sub>a</sub> = Adsorpsie as pH ≤ pK + 2

A<sub>b</sub> = Adsorpsie as pH > pK + 2 \* Bailey en White (1970:67)

### 2.2.1 Fisiese adsorpsie

Die pH van goed gedreineerde gronde, soos in die geval van sanderige gronde, sal laer wees as dié van vertisols wat in laagliggende en swak gedreineerde gebiede gevorm het. Atrasien kan volgens meganisme 1 in tabel 2.1 in beide suur en neutrale sisteme geadsorbeer word, dus kan fisiese adsorpsie van atrasien in beide goed en swak gedreineerde grond plaasvind. Hierdie binding behels Van der Waals-kragte wat kort-afstand dipool-dipool interaksies van verskillende tipes verteenwoordig (Bailey *et al.*, 1968:229).

### 2.2.2 Chemiese adsorpsie

Chemiese adsorpsie van atrasien deur montmorilloniet, versadig met natrium en waterstof onderskeidelik, bestaan volgens Bailey en White (1970:67) uit ten minste vier verskillende meganismes, naamlik protonisasie, ionuitruiling, waterstofbinding en koördinasiebinding.

### 2.2.2.1 Protonisasie

- a. Protonisasie vind plaas aan die siloksaanoppervlakke of kolloïdale-oppervlak deur die reaksie van 'n basis met hidroniumione op die uitruilingsposisies, indien die  $\text{pH} \leq \text{pK} + 2$  is (Meganisme 4, Tabel 2.1) (Bailey *et al.*, 1968:229).
- b. In sisteme waar hidrasie-water aanwesig is, vind protonering plaas as gevolg van reaksie met gedissosieerde protone van die residuele water wat op die oppervlak teenwoordig is of in koördinasie met die uitruilbare katione, indien die  $\text{pH} > \text{pK} + 2$  is (Meganisme 5, Tabel 2.1)(Bailey *et al.*, 1968:229).
- c. Protonisasie vind plaas in die vloeistoffase met die gevolglike adsorpsie van die organiese molekule deur ionuitruiling, indien die  $\text{pH} > \text{pK} + 2$  is (Meganisme 6, Tabel 2.1) (Bailey & White, 1970:57).

Soos reeds aangedui, kan adsorpsie as gevolg van protonisasie aan of naby die oppervlak plaasvind. Dit is 'n belangrike meganisme van adsorpsie, veral vir onkruiddoders wat 'n swak basis is, byvoorbeeld atrasien. Russell, Cruz, White, Bailey, Payne, Pope en Teasley (1968:1341) en Terce, Lefebvre-Drouet en Calvet (1977:754) het met behulp van infrarooi-analises getoon dat atrasien aan die oppervlak van montmorilloniet geprotoneer word. Russell *et al.* (1968:1342) postuleer dat protonisasie by die stikstofatome in die ringstruktuur van atrasien of by die sekondêre stikstofatome van die sykettings plaasvind.

### 2.2.2.2 Ioonuitruiling

Soos reeds aangedui in die vorige paragraaf is die geadsorbeerde molekule in die oorgangsonse, voordat adsorpsie plaasvind, teenwoordig as 'n kation weens protonisasie (Bailey & White, 1970:67). Ioonuitruiling tussen geadsorbeerde katione en atrasien impliseer dat atrasien 'n elektrostatische binding met die klei-oppervlak vorm. Hierdie binding kan slegs plaasvind indien atrasien 'n positiewe lading verkry soos in die geval van protonisasie.

Indien atrasien as 'n kation voorkom, kan ander katione daarmee vir uitruilposisies op die oppervlak van kleiminerale kompeteer. Marshall, McGlamery en Slife (1966:238), Clay, Allmaras, Koskinen en Wyse (1988:721) en Pignatello en Huang (1991:226) het gevind dat desorpsie van atrasien wel plaasvind. 'n Groter hoeveelheid atrasien word gedesorbeer wanneer die temperatuur en pH van die suspensie verhoog word, omdat die proses van desorpsie endotermies is. Indien die temperatuur verhoog, verhoog die oplosbaarheid van atrasien, wat ook 'n rol in die verhoging van desorpsie van atrasien speel. Desorpsie van atrasien met behulp van  $\text{CaCl}_2$  vertoon 'n histerese-effek, wat moontlik toegeskryf kan word aan die adsorpsie van nie-uitruilbare vervalprodukte soos hidroksie-atrasien (Marshall *et al.*, 1966:238).

Pignatello en Huang (1991:226) het gevind dat atrasien wat vir die langste tydperk onder natuurlike toestande geadsorbeer is, die moeilikste desorbeer.

### **2.2.3 Waterstofbinding**

Dit is moeilik om waterstofbinding as fisiese of chemiese adsorpsie te tipeer, aangesien protonisasie beskou word as 'n volledige ladingsoordrag vanaf die basis (elektronskenker) na suur (elektronontvanger), terwyl waterstofbinding 'n gedeeltelike ladingsoordrag verteenwoordig (Khan, 1980:45).

In die geval van 'n organiese molekule wat 'n basis is en N-H-groepe bevat, kan adsorpsie plaasvind deur die vorming van waterstofbande tussen aminogroepe en suurstof aan die oppervlak van klei (Meganisme 2, Tabel 2.1) (Bailey *et al.*, 1968:229).

### **2.2.4 Koördinasiebinding**

Koördinasiebindinge of metaalkomplekse bestaan gewoonlik uit metaalione wat omring is deur ander ione of molekules. Hierdie kompleks word gevorm deur die skenking van 'n elektronpaar deur die ligand, in hierdie geval die atrasienmolekule,

aan 'n metaalioon, gewoonlik 'n oorgangsmetaal. Die d-orbitale van die metaalioon word geheel of gedeeltelik gevul deur elektrone. 'n Voorbeeld van hierdie tipe binding is 'n koördinaatkovalente binding (Bailey & White, 1970:71).

Smit (1985:60) het in 'n studie met gronde wat hoofsaaklik uit kaoliniet en amorf Fe-Al-OH-komponente bestaan, gevind dat die adsorpsie van atrasiene afneem soos wat toegediende fosfaat (0 na 100 µg) toeneem. Hierdie tendens is groter as die pH van die grond 4.8 is as in die geval waar die pH 6.0 is. Smit (1985:62) postuleer dat die adsorpsie van atrasiene deur hierdie gronde beïnvloed word deur kompleksvorming van atrasiene met die Fe-Al-OH-komponente en sorpsie deur organiese materiaal.

### **2.3 Die kleiminerale wat in hierdie studie gebruik is**

In hierdie afdeling word net 'n algemene oorsig van die eienskappe van verskillende kleiminerale wat in grond voorkom, gegee. Die invloed van die verskillende eienskappe van hierdie kleiminerale wat die adsorpsie van atrasiene beïnvloed, word breedvoerig in **paragraaf 2.4** bespreek. In **paragraaf 2.4** sal verwys word na die verband tussen die tipe kleimineraal en die faktore wat die adsorpsie van atrasiene beïnvloed.

Die filosilikaatminerale word onderling van mekaar onderskei deur die hoeveelheid en posisie van ionvervanging in die kristalstruktuur (Tabel 2.2), wat weer deur verwerking beïnvloed word. In grond waar verweerbare primêre minerale nog teenwoordig is, kan die verweringsiklus as volg daar uitsien: primêre minerale, byvoorbeeld mika, wat kalium bevat, sal verweer na illiet. Verdere verwerking gee aanleiding tot die vorming van vermikuliet en smektiet as gevolg van die toenemende verlies van kalium uit die tussenlae. Die hidrasiepotensiaal, soortlike oppervlakte en KUK sal verhoog soos wat progressiewe verwerking van mika plaasvind. Indien verdere verwydering van silika en aluminium plaasvind en primêre minerale verdwyn, sodat die verhouding van silika tot aluminium 1:1 is, word kaoliniet gevorm. Die teenwoordigheid van gibbsiet en ysteroksiede soos goethiet, verteenwoordig 'n omgewing waar intense verwerking plaasgevind het (Schroeder, 1984:20).

Die struktuur van mika kan gebruik word as basis om die eienskappe en struktuur van die ander kleiminerale wat in hierdie studie gebruik is, te verduidelik. In tabel 2.2 word 'n opsomming van die belangrikste kenmerke en eienskappe van die verskillende kleiminerale gegee.

Tabel 2.2. Fisiese en chemiese kenmerke en eienskappe van verskillende kleiminerale en ysteroksiede (Lambe & Whitman, 1969:49)

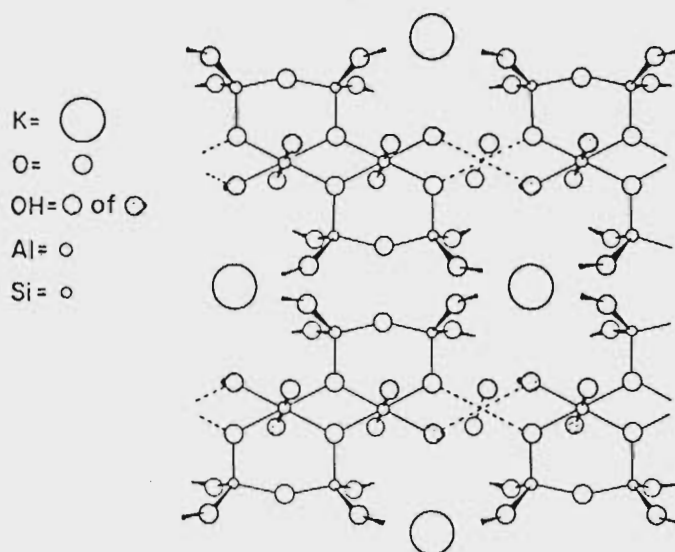
Mineraal	Tipe ionvervanging		Soortlike-oppervlakte (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	Ladingsdigtheid (cmol(+) kg <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> x 10 <sup>-3</sup> )	Kationuitruil-kapasiteit (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )
	Tetraeder	Oktaeder			
Mika	Al <sup>3+</sup> vir Si <sup>4+</sup>	Mg <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> vir Al <sup>3+</sup>	80 - 100	2.5 - 3.1	25
Illiet	Al <sup>3+</sup> vir Si <sup>4+</sup>	Mg <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> vir Al <sup>3+</sup>	70 - 120	2.9 - 3.3	20 - 40
Vermikuliet	Al <sup>3+</sup> vir Si <sup>4+</sup>	Fe <sup>3+</sup> , Mg <sup>2+</sup> vir Al <sup>3+</sup>	300 - 500	3.0 - 3.3	100 - 150
*Beidelië	Al <sup>3+</sup> vir Si <sup>4+</sup>				
*Montmorilloniet		Mg <sup>2+</sup> vir Al <sup>3+</sup>	700 - 800	1.1 - 1.9	80 - 120
*Nontroniet	Al <sup>3+</sup> vir Si <sup>4+</sup>	Fe <sup>3+</sup> vir Al <sup>3+</sup>			
Kaoliniet	Al <sup>3+</sup> vir Si <sup>4+</sup>		10 - 20	3.3 - 6.6	3
Hematiet			41 - 75		lading is
Goethiet			17 - 77		pH afhanklik

\* endlede van die smektiëgroep

### 2.3.1 Mika

Mika is 'n 2:1 filosilikaatmineraal met 'n hoë laaglading. Katione in die tussenlae, gewoonlik kalium (Figuur 2.1) in die geval van muskovië en biotiet, word sterk gebind en neutraliseer die lading van die mikastruktuur. Mikas kom hoofsaaklik in die grond

voor as primêre minerale, waaruit ander 2:1 kleiminerale, veral vermikuliet en smektiet, kan vorm as gevolg van verwerking (Fanning, Keramidas & El-Desoky, 1989:551).



Figuur 2.1. Voorstelling van die muskoviëstruktuur (dioktaedries) (Fanning *et al.*, 1989:555)

'n Belangrike kenmerk van die struktuur van mika is dat die positiewe lading van die kation in die tussenlae die negatiewe laaglading moet balanseer. In die primêre mikas ontstaan die negatiewe laaglading as gevolg van ionvervanging van een uit elke vier  $\text{Si}^{4+}$  atome deur  $\text{Al}^{3+}$  (Figuur 2.1). Die laaglading van mika is ongeveer een per halfsel. Brosmika wat gewoonlik nie in die grond voorkom nie, het 'n laaglading van twee per halfsel. Die hoë laaglading van mika verklaar waarom katione wat in die tussenlae gebind is nie uitruilbaar is nie. Die binding tussen die lae van mika en die tussenlaagkation is so sterk dat water of ander polêre organiese molekules nie in die tussenlae kan beweeg nie. Dit veroorsaak dat mika nie swellend is nie en 'n lae KUK en soortlike oppervlakte besit (Tabel 2.2) (Fanning *et al.*, 1989:554).

### 2.3.2 Illiet

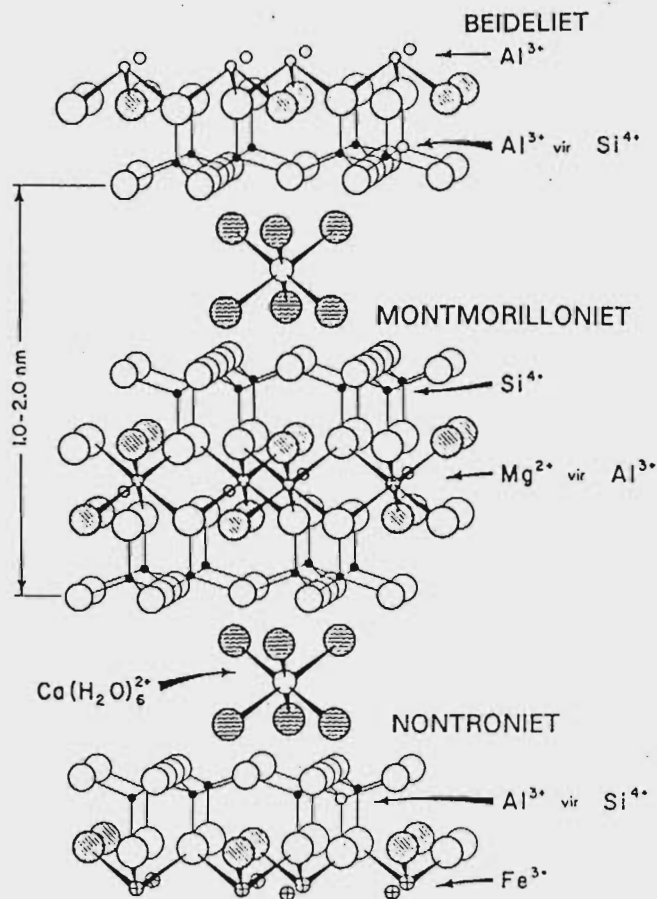
Illiet (hidromika) is 'n verweringsprodukt van mika, waar kalium uit die mikastruktuur verwyder word deur die proses van laag- en kantverwering. Hierdie tipe verwering gee aanleiding tot die sogenaamde wigvorming in die mikastruktuur. Ioonvervanging kan in die oktaedriese en tetraedriese plaat plaasvind, maar vervanging vind hoofsaaklik in die tetraedriese plaat plaas, wat veroorsaak dat die lading hoofsaaklik in die tetraedriese plaat geleë is. Die laaglading van illiet wissel van 0.6 tot 0.8 per halfsel (Tabel 2.2) (Fanning *et al.*, 1989:566).

### 2.3.3 Vermikuliet

Vermikuliet is 'n 2:1 kleimineraal (Tabel 2.2 en Figuur 2.1) en word gewoonlik gevorm deur die verwering van mika as gevolg van verlies aan kalium uit die struktuur. Aluminium kan silika in die tetraedriese plaat en aluminium en/of yster kan magnesium in die oktaedriese plaat vervang (Tabel 2.2), maar ioonvervanging vind egter hoofsaaklik in die tetraedriese plaat plaas, wat veroorsaak dat die lading hoofsaaklik in die tetraedriese plaat geleë is. Vermikuliet het 'n totale negatiewe lading van 0.5 tot 1 per halfsel. Hierdie lading word geneutraliseer deur uitruilbare katione, gewoonlik magnesium of selfs kalsium. Vermikuliet besit die hoogste KUK (Tabel 2.2) van al die kleimineraal wat in hierdie studie gebruik is. 'n Dubbellaag van watermolekules is ook teenwoordig in die tussenlae van vermikuliet, wat lei tot 'n basale spasiëring van 1.0 - 1.4 nm (Douglas, 1989:640).

### 2.3.4 Smektiet

Die struktuur van smektiet is verwant aan dié van mika en vermikuliet. Ioonvervanging is hoofsaaklik in die oktaedriese plaat, of die tetraedriese plaat, of in albei gesetel, afhangende van die tipe mineraal in die smektietgroep. Verskille in eienskappe en chemiese samestelling word gebruik om tussen verskillende minerale in die smektietgroep te onderskei. Die eindlede van dioktaedriese smektiet is montmorilloniet, beideliet en nontroniet (Figuur 2.2).



Figuur 2.2. Illustrasie van die kristalstruktuur van smektiet waarin die samestelling van drie eindlede van smektiet toegelig word (Borchardt, 1989:676)

Smektiet kom hoofsaaklik voor in gronde wat ontwikkel het in gematigde gebiede, sedimentêre gesteentes en swak gedreineerde gronde. Montmorilloniet en beidelië is die belangrikste minerale van die smektietgroep wat in gronde voorkom. Die soortlike oppervlakte, KUK (Tabel 2.2) en swelvermoë van smektiet veroorsaak dat hierdie kleimineraal uiters aktief is in gronde. Omdat die laaglading van smektiet relatief laag is (Tabel 2.2), is dit moontlik vir die tussenlae om hidrasie te ondergaan en 'n groot hoeveelheid water te adsorbeer (Borchardt, 1989:675, 678).

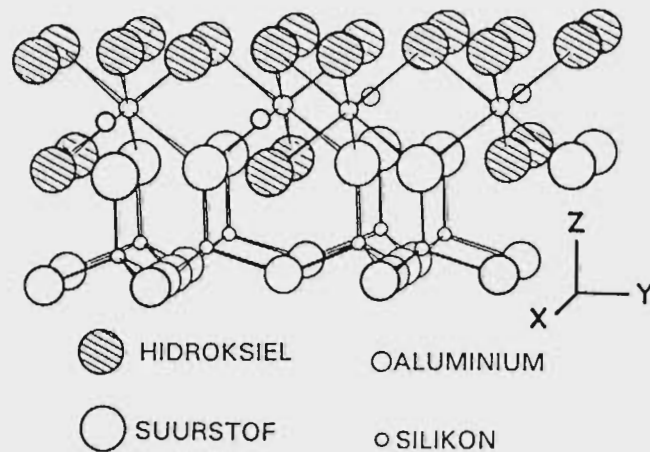
Die voorkoms van smektiet in grond, soos in die literatuur beskryf word, sluit 'n groot verskeidenheid van kombinasies van samestelling in. Die redes hiervoor is:

- i) Smektiet kom saam met ander minerale, wat moeilik skeibaar is, voor.
- ii) Meeste minerale van die smektietgroep besit samestellings wat varieer van die ideale formules (Borchardt, 1989:677).

Vermikuliet en smektiet verskil van mika (Tabel 2.2) omdat die laaglading van vermikuliet en smektiet laer is, met die gevolg dat die elektrostatiese kragte tussen opeenvolgende lae laer is as in die geval van mika. Die tussenlaagse kation kan gehidrateer word, wat aanleiding gee tot uitruilreaksies, gevolglik is soortlike oppervlakte en KUK hoër as dié van mika (Tabel 2.2) (Greenland & Mott, 1978:324). 'n Verdere belangrike gevolg uit Tabel 2.2 is die feit dat 2:1 kleimineraal met tetraedriese lading 'n hoër ladingsdigtheid besit en ook opvolgende lae sterker aantrek, wat sal veroorsaak dat die basale spasiëring kleiner sal wees (vergelyk met tabel 2.3) as in die geval van montmorilloniet met oktaedriese lading.

### 2.3.5 Kaoliniet

In omgewings waar intense verwerking plaasgevind het, kom kaoliniet algemeen in grond voor. Die struktuur van kaoliniet verskil van dié van mika daarin deurdat dit 'n 1:1 kleimineraal is (Figuur 2.3) wat bestaan uit een oktaedriese en een tetraedriese plaat. Kaoliniet is dioktaedries en bevat  $\text{Al}^{3+}$  in die oktaedriese posisie en  $\text{Si}^{4+}$  in die tetraedriese posisie (Tabel 2.2 en Figuur 2.3).



Figuur 2.3. Die struktuur van kaoliniet gesien langs die x-as (Dixon, 1989:470)

Ioonvervanging in die tetraedriese of oktaedriese plate is feitlik afwesig wat tot gevolg het dat die struktuurformule min van die ideale formule  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$  sal afwyk.

Schultze (1989:16) spekuleer egter dat daar wel ioonvervanging in die tetraedriese plaat kan voorkom (Tabel 2.2). Gevolglik het die 1:1 laag min of geen permanente lading nie. Die KUK en soortlike-oppervlakte van kaoliniet is dus laag (Tabel 2.2), wat veroorsaak dat die aktiwiteit van kaoliniet laag is (Schultze, 1989:16).

### **2.3.6 Ysteroksiede**

Goethiet ( $\text{FeOOH}$ ) is die ysteroksiehidroksied wat die algemeenste in grond voorkom. Goethiet kom voor in bykans alle grondtipes onder 'n wye bereik van klimaats'toestande en is verantwoordelik vir die geel-bruin kleur van grond (Schwertmann & Taylor, 1989:382).

Hematiet ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) is 'n ysteroksied wat ook volop in grond teenwoordig is. Die kleur van meeste rooi gronde word veroorsaak deur die teenwoordigheid van hematiet (Schwertmann & Taylor, 1989:387).

Die struktuur van ysteroksiede bestaan uit 'n oktaeder waarin yster omring is deur ses suurstof- en hidroksielione in 'n heksagonale of kubiese digte pakking. As gevolg van die gehidroksileerde oppervlakte word die oppervlaklading van ysteroksiede beïnvloed deur die konsentrasie waterstofione in oplossing. Oppervlaklading is die gevolg van adsorpsie of desorpsie van waterstofione in die potensiaalbepalende lae wat uit oppervlak  $\text{O}$ ,  $\text{OH}^-$  en  $\text{OH}_2$  groepe bestaan. Enige oormaat lading van die potensiaalbepalende laag word gebalanseer deur ekwivalente hoeveelhede anione en katione aan die buitenste gedeelte van 'n elektriese dubbellaag (Schwertmann & Taylor, 1989:387). Die isoëlektriese punt van ysteroksiede, dit wil sê die pH waarby die oppervlak geen lading besit nie, wissel van 7.7 tot 9.0 (McBride, 1989:45).

## 2.4 Eienskappe van die minerale fraksie van grond wat adsorpsie van atrasien beïnvloed

Die adsorpsie van atrasien vind plaas aan die oppervlak van kleimineraal en dit is dus belangrik om die verskillende oppervlakke van die kleimineraal wat in die grond voorkom in meer detail te bespreek. Oppervlakke wat geassosieer is met die kolloïdale fraksie van grond wat 'n belangrike rol speel is:

Siloksaanoppervlakke

Hidroksieloppervlakke

Kaoliniet- en chlorietoppervlakke

Soos reeds bespreek, verskil die samestelling van die oppervlak van 'n kleideeltjie soms van die samestelling van die interne struktuur as gevolg van sterk geadsorbeerde molekules aan die oppervlak. Hierdie geadsorbeerde molekules verander die eienskappe van die oppervlak (Greenland & Mott, 1978:323). Die volgende oppervlakbedekkings wat in die grond voorkom, sal ook kortliks bespreek word:

Hidroksiedbedekkings op kleideeltjies

Organiese bedekkings op kleideeltjies

Dit is egter belangrik om die volgende definisies in gedagte te hou: 'n Lewissuur en -basis word beskou as deeltjies, molekules of atome, wat onderskeidelik 'n elektronpaar ontvang en 'n elektronpaar skenk. 'n Brönstedsuur en -basis is weer 'n protonskenker en -ontvanger (Bassett, Denney, Jeffery & Mendham, 1978:17). Hierdie suur- en basisposisies aan die oppervlak van die kleimineraal is nie onveranderlikes nie. Die oppervlak van kleimineraal kan as elektronontvangers en as elektronskenkers optree. Posisies wat as ontvangers van elektrone kan optree, is die aluminium op kristalrande en oorgangsmetale in 'n hoër valensietoestand in die silikaatminerale. Die elektronskenkende groepe is die metaalione in die laer valensietoestand (Raman & Mortland, 1969:313).

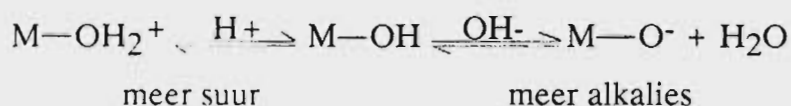
## 2.4.1 Tipes oppervlakke van kleiminerale

### 2.4.1.1 Siloksaanoppervlakke

Siloksaanoppervlakke is kenmerkend van die basale oppervlakke van mika en verwante 2:1 kleiminerale, byvoorbeeld smektiet en vermikuliet. Hierdie oppervlak bestaan uit 'n planêre vlak van basale suurstofione van die tetraedriese plaat en die gedrag hiervan kan in breë trekke gekarakteriseer word as 'n Lewisbasis. Gewoonlik besit die oppervlak 'n permanente lading as gevolg van ioonvervanging (Figuur 2.2). Indien die oppervlak geen lading besit nie, sal dit hidrofobies wees soos in die geval van talk en pirofiliet (Greenland & Mott, 1978:324 en Sposito, 1984:14). Indien ioonvervanging plaasvind in die tetraedriese plaat ( $\text{Al}^{3+}$  vir  $\text{Si}^{4+}$ ), soos in die geval van mika, vermikuliet en beideliet (Tabel 2.2), word die oormaat negatiewe lading versprei oor die drie basale suurstofione van die tetraeder, wat sterk komplekse kan vorm met katione en dipolêre molekules. Indien die ioonvervanging ( $\text{Fe}^{2+}$  en  $\text{Mg}^{2+}$  vir  $\text{Al}^{3+}$ ) in die oktaedriese plaat plaasvind, soos in die geval van montmorilloniet, word die oormaat negatiewe lading versprei oor 10 oppervlaksuurstowwe van vier tetraeders (Sposito, 1984:15). Soos reeds genoem, verskil die samestelling van smektiet wat in die natuur voorkom, van die ideale struktuurformules en veralgemenings oor die gedrag van die oppervlakke is dus nie moontlik nie. Fisiese adsorpsie van atrasien, of adsorpsie volgens meganisme twee en drie (Tabel 2.1), kan op hierdie oppervlakke in sisteme met neutrale pH-waardes plaasvind. Ander adsorpsiemeganismes is ook op hierdie oppervlakke moontlik en word beïnvloed deur die pH van die sisteem. Laird *et al.* (1992:66) het getoon dat die persentasie tetraedriese lading, soos bereken uit die struktuurformule, nie 'n belangrike bydrae lewer in die adsorpsie van atrasien deur verskillende monsters in die montmorillonietgroep waarvan die samestellings varieer nie.

### 2.4.1.2 Hidroksieloppervlakke

Die term, hidroksieloppervlak, word gebruik vir enige oksied, oksie-hidroksied of hidroksied omdat die oppervlakke van oksiede maklik gehidrateer word. Dit wil sê in nat toestand, wat periodiek in die grond voorkom, sal kwarts ( $\text{SiO}_2$ ), hematiet ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) en korundum ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) oppervlakke besit wat onderskeidelik eenders is as die oppervlakke van silikagel ( $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ), goethiet ( $\text{FeO} \cdot \text{OH}$ ) en gibbsiet ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ). Die hidroksielgroepe van die oppervlak is direk gebind aan 'n silika-, yster- of aluminiumioon en word maklik van geadsorbeerde water onderskei. Die geadsorbeerde water word aan die hidroksielgroepe gebind deur 'n waterstofbinding. Hierdie direkte assosiasie van die oppervlakhidroksielgroepe met die geadsorbeerde water is die belangrikste verskil tussen die inertheid van die suurstowwe van die siloksaanoppervlak en die hidroksielgroepe van die hidroksieloppervlak (Greenland & Mott, 1978:327). Hierdie tipe oppervlak is geassosieer met gebreke kristalrande van verskillende tipes kleiminerale en die oppervlakke van kristallyne en amorfe oksiede, oksie-hidroksiede en hidroksiede (byvoorbeeld goethiet en hematiet) wat in die grond teenwoordig is. Die lading is afhanklik van pH en die elektrolietkonsentrasies van ewewigsoplossings. Die lading ontstaan as gevolg van assosiasie en dissosiasie van protone en kan soos volg voorgestel word (Greenland & Mott, 1978:326):



M verteenwoordig 'n metaal- of silikonioon aan die klei-oppervlak. Die assosiasie en dissosiasie van protone word bepaal deur die konsentrasie van protone naby die oppervlak en die elektrolietkonsentrasie van die ewewigsoplossing. Adsorpsie van katione aan die oppervlak van hierdie tipe minerale sal waarskynlik volgens meganisme een, vier, vyf en ses (tabel 2.1) en/of deur kompleksvorming, plaasvind.

### **2.4.1.3 Kaolinetoppervlakke**

Die kaolinetstruktuur bestaan uit 'n siloksaanoppervlak aan die een kant en 'n hidroksieloppervlak aan die ander kant van die kristalstruktuur. Volgens bekende konsepte besit die basale oppervlakke geen lading nie, terwyl gebreekte kristalrande en hidroksieloppervlakke pH-afhanklike lading het (Greenland & Mott, 1978:331). Adsorpsie van atriesien aan die oppervlak van kaolinet kan dus plaasvind deur middel van al die meganismes wat in tabel 2.1 getoon word.

### **2.4.1.4 Bedekkings van hidroksiede op kleideeltjies**

Kleideeltjies waarop hidroksiede gepresipiteer het, kom nie algemeen in die grond voor nie. Ysteroksiede kom ook eerder as diskrete deeltjies in die grond voor as wat dit presipiteer op die oppervlakke van kaolinet (Greenland & Mott, 1978:333).

### **2.4.1.5 Organiese verbindings op kleideeltjies**

Omdat gronde beide klei en organiese molekules bevat, word klei-organiese komplekse gevorm. Humien- en fulviensure vorm nie oppervlakbedekkings nie, maar word eerder met die klei geassosieer deur binding met kalsium-, yster- of aluminiumione aan die oppervlak van die kleimineraal. Humien- en fulviensure word ook nie gewoonlik in die tussenlae van swellende kleiminerale geadsorbeer nie. Adsorpsie vind slegs in ekstreme gevalle plaas. Sekere organiese polimere kan aan die oppervlak van kleiminerale geadsorbeer word om 'n oppervlakbedekking te vorm, maar gewoonlik word 2:1 kleiminerale nie deur organiese materiaal bedek nie (Greenland & Mott, 1978:336).

Die teenoorgestelde is egter waar vir hidroksieloppervlakke van yster en aluminium wat dikwels geassosieer is met humien- en fulviensure. Die meganisme van adsorpsie is waarskynlik liganduitruiling met die hidroksielmolekules aan die

oppervlak (Greenland & Mott, 1978:336). Dit kan 'n belangrike invloed uitoefen op die adsorpsie van atriesien, aangesien organiese molekules die belangrikste komponent van grond is wat onkruidodders adsorbeer (Helling, 1970:186).

## 2.4.2 Soortlike oppervlakte, swelvermoë en laaglading

Chemiese reaksie van die oppervlak van die kolloïdale fraksie van grond word hoofsaaklik bepaal deur twee kenmerke van kleimineraal, naamlik die soortlike oppervlakte en die teenwoordigheid van elektriese lading. Elektriese lading op die kleimineraal word in die volgende paragraaf bespreek. Die tipe lading en die basale spasiëring wat verskillende kleimineraal besit, is in tabel 2.3 opgesom.

Tabel 2.3. Basale spasiëring, tipe lading en posisie waarin die lading van verskillende tipes kleimineraal gesetel is

Mineraal	***Tipe lading	**basale spasiëring (nm)	*Posisie van lading
Illiet	permanent	1.0	Hoofsaaklik in tetraeder
Vermikuliet	permanent	1.0 - 1.4	Hoofsaaklik in tetraeder
Montmorilloniet	permanent	1.0 - 2.0	Hoofsaaklik in oktaeder
Kaoliniet	pH-afhanklik	0.7	-
Hematiet	pH-afhanklik	-	-
Goethiet	pH-afhanklik	-	-

\*\*\* Gast (1977:27), \*\* Brown en Brindley (1984:305), \* Schroeder (1984:28)

Die hoeveelheid van 'n organiese komponent wat aan die oppervlak van 'n mineraal geadsorbeer kan word, is afhanklik van die soortlike oppervlakte wat blootgestel is aan die ewewigsoplossing. Swellende kleimineraal adsorbeer dus gewoonlik meer van

die organiese molekule (Harter, 1977:721). Van die kleiminerale wat in die adsorpsiestudie gebruik is, het natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet die hoogste swelpotensiaal (Tabel 2.3). Die maksimum basale spasiëring van suiwer illiet (Tabel 2.3) is 'n beperkende faktor vir die adsorpsie van groot organiese molekules in die tussenlae (Harter, 1977:720). Vermikuliet besit 'n maksimum basale spasiëring van 1.4 nm terwyl kaliumversadigde vermikuliet 'n basale spasiëring van 1.0 nm het. Kaolinite besit geen swelvermoë nie as gevolg van waterstofbindings wat opeenvolgende lae verbind (Dixon, 1977:362).

Die invloed van soortlike oppervlakte op die adsorpsie van atrasien word geïllustreer deur Huang *et al.* (1984:23) wat gevind het (in gronde wat gedispergeer en in verskillende groottefraksies geskei is) dat atrasien betekenisvol geadsorbeer word deur die fraksie fyner as 20  $\mu\text{m}$ , veral die 2 - 5  $\mu\text{m}$  fraksie.

### 2.4.3 Ladingsdigtheid

Uit die vorige paragraaf is dit duidelik dat ladingsdigtheid afhanklik is van laaglading en die soortlike oppervlakte (Tabel 2.2).

Weed en Weber (1968:489) het getoon dat lading aan die oppervlak van 'n kleimineraal nie eweredig oor die hele oppervlak soos in die geval van 'n plaatkondensator versprei is nie, maar eerder as diskrete ladingsposisies voorkom. As gevolg hiervan vind voorkeuradsorpsie vir divalente organiese molekules plaas. Hierdie verskynsel is bevestig in 'n eksperiment met diquat en paraquat wat beide organiese onkruidodders is. Die ladingspunte van diquat is naby die middel van die organiese molekule geleë, 0.3 - 0.4 nm uitmekaar. Die ladingspunte van die paraquadstruktuur is 0.7 - 0.8 nm uitmekaar geleë. Beide molekules is min of meer planêr (Weed & Weber, 1968:489).

Paraquad word in voorkeur geadsorbeer op montmorilloniet wat 'n lae ladingsdigtheid het en waarvan die ladingsposisies dus verder uitmekaar geleë is as in die geval van

mika. Diquat word in voorkeur geadsorbeer deur mika met 'n hoë ladingsdigtheid waar die ladingsposisies nader aan mekaar geleë is as in die geval van montmorilloniet (Weed & Weber, 1968:489).

Laird *et al.* (1992:66) het in 'n ondersoek met verskillende monsters in die montmorillonietgroep wat met kalsium versadig is en waarvan die ladingsdigtheid verskil, gevind dat atrasiën van 0 tot 100 persent geadsorbeer word. Hierdie outeurs het tot die gevolgtrekking gekom dat die oppervlakke van smektiet wat 'n lae ladingsdigtheid besit, atrasiën in voorkeur adsorbeer bo oppervlakke met 'n hoë ladingsdigtheid.

#### **2.4.4 Kationuitruilkapasiteit**

Meeste organiese molekules tree as katione op. Coulombiese kragte speel dus 'n belangrike rol om organiese molekules aan die kleimineraal te bind via kationuitruiling. Adsorpsie van atrasiën is ook negatief gekorreleer met die KUK van verskillende monsters in die montmorillonietgroep (Harter, 1977:718 en Laird *et al.*, 1992:65).

#### **2.4.5 Oppervlaksuurheid**

Die term oppervlaksuurheid is die suurheid aan of naby die oppervlak van die kolloïde, wat die vermoë van die sisteme om beide as Brönsted- en Lewissure op te tree, reflekteer. Oppervlaksuurheid is 'n saamgestelde term wat beide die totale aantal suurposisies en die relatiewe graad van suurheid reflekteer (Bailey & White, 1970:56).

Oppervlaksuurheid is waarskynlik die belangrikste eienskap van 'n grond of kolloïdale sisteem wat die mate en tipe van adsorpsie en desorpsie van basiese organiese komponente soos atrasiën bepaal. Dit sal ook bepaal of suurgekataliseerde chemiese degradasie plaasvind of nie (Bailey & White, 1970:56). Russell *et al.* (1968:1342) het tot die gevolgtrekking gekom dat die pH tussen twee en vier pH-eenhede laer is aan die oppervlak van montmorilloniet as wat gemeet word in suspensie. Cruz, White en

Russell (1968:320) en Russell *et al.* (1968:1342) spekuleer dat water, wat makliker gedissosieer word aan die oppervlak van die kleimineraal, die protone vir protonering van atrasien voorsien.

## 2.5 Materiaal en metodes

Uit die beskrywing van die adsorpsie en desorpsie van atrasien wat met verskillende oppervlakke geassosieer is, is dit nodig om die invloed van sekere kleimineraal op die adsorpsie van atrasien te kwantifiseer. Hiervoor is gebruik gemaak van 'n mengsel van illiet en vermikuliet (illiet-vermikuliet), montmorilloniet, kaoliniet, hematiet en goethiet. Hematiet vanaf Thabazimbi-ystermyn is fyn gemaal met behulp van 'n ringmeule. Goethiet afkomstig van 'n plintiese horison van 'n grondprofiel van die avalonvorm in die omgewing van Viljoenskroon, is versamel. Die geel fraksie van hierdie ysterkonkresies is verwyder en fyn gemaal. Die kleimineraal en ysteroksiede is met behulp van X-straaldiffraktometrie geïdentifiseer. Montmorilloniet is met behulp van differensieel termo-gravimetriele analises geïdentifiseer. Die gebruik van hematiet wat verkry is vanaf die ystermyn is geregverdig omdat Herbillon (1988:262) gevind het dat kolloïdes in goed gedreineerde grond dieselfde eienskappe besit as suiwer oksiede.

### 2.5.1 Voorbereiding van monsters

Die fraksie kleiner as  $2\ \mu\text{m}$  is in die studie gebruik. In die geval van die mengsel van illiet-vermikuliet is die fraksie kleiner as  $2\ \mu\text{m}$  nie geïsoleer nie, omdat slegs 'n beperkte hoeveelheid beskikbaar was. Die fraksie kleiner as  $2\ \mu\text{m}$  is verkry deur sedimentasie en sentrifugering soos beskryf deur Jackson (1969:127). Monsters van die verskillende kleimineraal is met kalsium, magnesium, kalium en natrium versadig deur van  $1\ \text{mol dm}^{-3}$  oplossing van die chloorsout van die betrokke kation gebruik te maak. Die kleie is herhaaldelik met die oplossing gewas totdat geen verlaging in die konsentrasie van die betrokke kation in die ewewigoplossing plaasgevind het nie. Die kleie is daarna herhaaldelik met gedeïoniseerde water gewas om oormaat soute te verwyder. In gevalle waar dispersie plaasgevind het, is 'n mengsel van alkohol en water gebruik om die

vrysout te verwyder. Silwernitrat, wat 'n wit presipitaat vorm indien chloor teenwoordig is, is gebruik om te toets of al die sout uitgewas is. Nadat die chloortoets toegepas is en geen chloor meer teenwoordig was nie, is die klei nog 'n keer gewas. Die term "natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet" sal deurgaans gebruik word om aan te dui dat die uitruilingskompleks respektiewelik versadig is met natrium en kalium met behulp van bogenoemde tegniek.

## 2.5.2 Bepaling van adsorpsie

### a. Hoeveelheid atrasiën wat gebruik is tydens adsorpsiestudie

Die konsentrasies van atrasiën wat gebruik is in die adsorpsiestudies het gewissel van  $1 \text{ mg l}^{-1}$  tot  $25 \text{ mg l}^{-1}$ . In die geval waar die invloed van pH en elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasiën ondersoek is, is  $15 \text{ mg l}^{-1}$  atrasiën gebruik. Hierdie waardes is so gekies dat dit nie die oplosbaarheid van atrasiën (Tabel 1.1) oorskry en sodoende presipitasie uit die oplossing veroorsaak nie.

### b. Prosedure

Vir die bepaling van adsorpsie van atrasiën deur die verskillende tipes kleimineraal, is monsters van 0.25 g in 'n skudbottel afgeweg en 20 ml gedeïoniseerde water bygevoeg. Die pH van die suspensie is verstel deur verdunde soutsuur ( $1 \text{ mol dm}^{-3}$  indien die pH laer as 3 en  $0.1 \text{ mol dm}^{-3}$  indien die pH hoër as 3 moes wees) by te voeg. Die suspensie is geskud en vir 24 uur gelaat om ewewig te bereik voordat die pH bepaal is. Die proses is herhaal totdat die verlangde pH-waarde verkry is. Atrasiën is dan bygevoeg. Die finale volume van die suspensies is opgemaak tot 25 ml met gedeïoniseerde water om verskillende konsentrasies van atrasiën te verseker. Suspensies is vir 24 uur geskud en teen 25 000 opm gesentrifugeer met behulp van 'n ultrasentrifugeerder. Sentrifugering is by dieselfde temperatuur as waarby die adsorpsiestudie plaasgevind het, uitgevoer. Indien die temperatuur tydens sentrifugering tot onder  $5^\circ\text{C}$  verlaag is om die flokkulasie van die kleimineraal te bevorder, het presipitering van atrasiën plaasgevind.

Die atrasienskonsentrasies is met behulp van 'n spektrofotometer by 'n golflengte van 223 nm bepaal. Die helder bo-liggende vloeistof is 1:1 met 0.01 M  $\text{CaCl}_2$  verdun, behalwe in die geval waar die invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasiën ondersoek is, om agtergrondverskille tydens meting van atrasienskonsentrasie met behulp van 'n spektrofotometer te minimaliseer. Verskille tussen die aanvanklike konsentrasies atrasiën wat by die klei gevoeg is en die konsentrasies in oplossing nadat adsorpsie plaasgevind het, is as aanduiding van die hoeveelheid atrasiën wat geadsorbeer is, gebruik.

### c. Verskillende behandelings

Die studie van adsorpsie van atrasiën deur verskillende kleiminerale is by  $20^\circ\text{C}$  uitgevoer, behalwe in die geval waar die invloed van temperatuur op die adsorpsie van atrasiën ondersoek is. In hierdie geval is adsorpsie ook by  $40^\circ\text{C}$  uitgevoer. Die pH-waardes van die suspensies was in al die gevalle tussen 4 en 5, behalwe in die geval waar die invloed van pH op die adsorpsie van atrasiën ondersoek is. Die verskillende pH-waardes word in **paragraaf 2.6.3** aangedui. Indien die pH-waardes van die suspensies na aan die  $\text{pK}_a$ -waarde van atrasiën was, is konsentrasies van atrasiën in waterige oplossings met dieselfde pH as dié van die suspensie, ook bepaal. Dit is gedoen om te verseker dat adsorpsie nie met afbraak van atrasiën verwar word nie.

Gedurende die ondersoek na die invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasiën is die elektroliet by die kleisuspensie gevoeg nadat die pH van suspensies reggestel is. Dieselfde eksperiment is herhaal, maar die pH van die suspensie is eers ingestel nadat die elektroliet bygevoeg is. Die invloed van elektrolietkonsentrasie op die oplosbaarheid van atrasiën is bepaal deur atrasienskonsentrasies van  $15 \text{ mg l}^{-1}$  op te maak in 10 verskillende 100 ml-oplossings van natriumchloried waarvan die elektrolietkonsentrasie gewissel het van 0.01 tot  $0.10 \text{ mol dm}^{-3}$ . Die invloed van elektrolietkonsentrasie op die pH van die suspensie is ook bepaal. Daar is 0.02, 0.06

en  $0.10 \text{ mol dm}^{-3}$  natriumchloried onderskeidelik by drie kleisuspensies met pH 5.13, 4.89 en 5.04 gevoeg en vir 24 uur geskud. Die pH van die suspensies is daarna weer bepaal.

Een gram van elke tipe kleimineraal en  $15 \text{ mg l}^{-1}$  atrasiën, wat opgemaak is na 25 ml met 'n pH van 1.68 - 1.82, is gebruik om die adsorpsie van atrasiën onder "gunstige" toestande te ondersoek. Die term "gunstige" toestande word breedvoerig verduidelik in **paragraaf 2.6.1**.

#### **d. Statistiese berekeninge**

In al die gevalle waar die invloed van omgewingstoestande op die adsorpsie van atrasiën ondersoek is, is die eksperiment vier keer herhaal. Gemiddeldes en koëffisiënt van variasie (C.V.) is bereken. Regressievergelykings vir al die grafieke is bereken en vir die bepaling van adsorpsie by twee verskillende temperature, is 'n tweerigting anova-analise gebruik om te bepaal of die adsorpsie van atrasiën by die twee verskillende temperature betekenisvol verskil. Statistiese berekenings is uitgevoer met behulp van die rekenaarprogram, Statistica (Statsoft, 1991).

#### **e. X-straalanalises**

X-straaldiffraktometrie is gebruik om te bepaal of atrasiën in die tussenlae van kaliumversadigde smektiet geadsorbeer word. Kaliumversadigde smektiet en smektiet wat herhaaldelik met  $100 \text{ mg l}^{-1}$  atrasiën gewas is, is onder vakuüm gedroog en die basale spasiëring van die kleimonsters is deur die Instituut vir Grond, Klimaat en Water bepaal.

## **2.6 Resultate en bespreking**

### **2.6.1 Invloed van tipe kleimineraal op die adsorpsie van atrasiën**

Die adsorpsie van atrasiën deur verskillende kleimineraal is ondersoek en die resultate word in tabel 2.3 aangetoon. In tabel 2.3 word die terme "normale" en "gunstige" toestande gebruik. Adsorpsie onder "normale" toestande beteken in hierdie geval dat

adsorpsie onder toestande uitgevoer is (bv. pH en temperatuur) wat vergelykbaar is met toestande wat in die natuur verwag kan word. "Gunstige" adsorpsietoestande beteken dat die adsorpsie van atrasiën bevoordeel is; 'n groter hoeveelheid van 'n kleimineraal en laer pH is gebruik in adsorpsiestudies.

Tabel 2.4. Adsorpsie van atrasiën deur verskillende kleimineraal

Kleimineraal	Versadigings- katioon	"normale" toestande	"gunstige" toestande
Illiet-vermikuliet	Ca Mg Na K		
Smektiet	Ca Mg Na K	* *	* * *
Kaoliniet	Ca Mg Na K		
Hematiet	Ca Mg Na K		* * * *
Goethiet	Ca Mg Na K		* * * *

\* adsorpsie waargeneem

Uit tabel 2.4 is dit duidelik dat adsorpsie slegs deur natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet onder "normale" toestande plaasgevind het. Met die uitsondering van illiet, stem hierdie bevindinge ooreen met bevindinge in die literatuur. Terce en Calvet (1978:367) het onder andere gevind dat illiet by 'n pH van 2.8 - 3.0 atrasien adsorbeer. Die rede waarom die mengsel van illiet-vermikuliet nie atrasien geadsorbeer het nie, kan waarskynlik toegeskryf word aan die feit dat die fraksie kleiner as  $2\ \mu\text{m}$  nie gebruik is nie.

Kaoliniet het geen atrasien geadsorbeer nie (Tabel 2.4), wat ooreenstem met bevindinge van ander navorsers (Weber, 1970a:108 en Terce & Calvet, 1978:367). Die rede waarom atrasien nie deur kaoliniet onder "normale" en "gunstige" toestande geadsorbeer word nie, ongeag die feit dat die kolloïdale-oppervlakke wel uit hidroksielgroepe waaraan atrasien kan bind bestaan (paragraaf 2.4.1.3), is moontlik die lae soortlike oppervlakte (Tabel 2.2) van kaoliniet. Adsorpsie kon dus plaasgevind het, maar was waarskynlik laer as die deteksielimieter van die apparaat.

Geen adsorpsie van atrasien deur hematiet en goethiet kon tydens "normale" toestande waargeneem word nie, wat in ooreenstemming is met bevindinge van Borggaard en Streibig (1988:296) wat ook geen noemenswaardige adsorpsie deur amorfe yster en goethiet oor 'n pH-bereik van 4 - 8 gevind het nie. Die adsorpsie van atrasien deur ysteroksiede onder "gunstige" toestande, is moontlik te wyte aan die groter hoeveelheid klei (een gram) wat gebruik is, wat 'n vermeerdering in adsorpsieposisies teweeg gebring het. Die lae pH waarby die adsorpsiestudie uitgevoer is, het ook die adsorpsie van atrasien beïnvloed. Omdat die ysteroksiede pH-afhanklike ladings besit (McBride, 1989:44), het die oppervlak van die kolloïde voldoende protone verkry sodat atrasien deur middel van 'n waterstofbinding, of as gevolg van protonisasie van die atrasienmolekules, geadsorbeer kon word (paragraaf 2.2). Die afwesigheid van adsorpsie van meetbare hoeveelhede atrasien (onder "normale" toestande) kan

waarskynlik toegeskryf word aan die lae soortlike oppervlakte (Tabel 2.2) en hoër pH. In teenstelling hiermee het Smit (1985:85) wel gevind dat atrasien in seskwioksiedryke grond (pH 4.7) geadsorbeer is.

Adsorpsie van atrasien tydens "normale" en "gunstige" toestande deur natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet kan waarskynlik toegeskryf word aan die hoë soortlike oppervlakte (Tabel 2.2) as gevolg van hidrasie van tussenlae van natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet. Onder "gunstige" toestande het die adsorpsie van atrasien deur montmorilloniet verhoog. Bailey *et al.* (1968:226) het getoon dat waterstof- en natriumversadigde montmorilloniet atrasien adsorbeer. Kalsiumversadigde montmorilloniet het geen adsorpsie van atrasien tydens "normale" toestande vertoon nie, maar wel tydens "gunstige" toestande. Borggaard en Streibig (1988:296) het geen noemenswaardige adsorpsie van atrasien deur kalsiumversadigde smektiet in die pH-bereik van 4 tot 8 gerapporteer nie. Terce en Calvet (1978:367) het gevind dat kalsiumversadigde montmorilloniet atrasien slegs by pH-waardes van 2.8 tot 3 adsorbeer. Indien die pH hoër as 6.5 was, is geen adsorpsie waargeneem nie. Terce *et al.* (1977:757) het gevind dat aluminiumversadigde smektiet meer atrasien adsorbeer as kalsiumversadigde smektiet. Dit kan waarskynlik toegeskryf word aan die hoër oppervlaksuurheid van die aluminiumversadigde smektiet (Terce *et al.*, 1977:757).

Om te bepaal of steriese hindernisse die adsorpsie van atrasien in die tussenlae van kaliumversadigde montmorilloniet verhoed, is die basale spasiëring van kaliumversadigde montmorilloniet waarop atrasien geadsorbeer is, bepaal. Kaliumversadigde montmorilloniet het 'n basale spasiëring van 1.082 nm terwyl dié waarop atrasien geadsorbeer het, 'n basale spasiëring van 1.285 nm besit. Hieruit kan afgelei word dat atrasien wel in die tussenlae van kaliumversadigde montmorilloniet geadsorbeer word.

## 2.6.2 Adsorpsie-isoterme

Die adsorpsie van atrasien deur kaliumversadigde montmorilloniet is met behulp van die Freundlich-isoterm beskryf, maar die adsorpsie van atrasien (Tabel 2.5) kon nie met behulp van die Langmuir-isoterm beskryf word nie, wat in ooreenstemming is met bevindinge van Bailey *et al.* (1968:223). Die Langmuir-isoterm veronderstel dat die bindingsenergie by alle adsorpsieposisies op 'n kleimineraal ekwivalent is. Die Freundlich-isoterm veronderstel egter dat die bindingsenergie by alle adsorpsieposisies nie ekwivalent is nie; gevolglik sal adsorpsieposisies met die laagste bindingsenergie eerste gevul word (Atkins 1986:777).

Die adsorpsie-isoterm van Freundlich word met behulp van die volgende vergelyking beskryf:

$$\frac{x}{m} = KC^n \dots\dots\dots 1$$

waar:  $x/m$  = die konsentrasie atrasien (x) geadsorbeer deur 'n gegewe hoeveelheid adsorberingsmiddel (m).

K en n = konstantes waar n die resiprook van die helling van die lyn is en K die konsentrasie van die organiese komponent geadsorbeer deur die adsorberingsmiddel in ewewig met 'n eenheidskonsentrasie van die organiese molekule is (Weber 1991:34).

C = ewewigskonsentrasie van atrasien in oplossing

Indien die logaritme van bogenoemde vergelyking beskou word, kan die vergelyking soos volg herskryf word:

$$\log \frac{x}{m} = \frac{1}{n} \log C + \log K \dots\dots\dots 2$$

Hierdie vergelyking beskryf dan 'n reguit lyn. Uit hierdie vergelyking wil dit blyk asof daar nie 'n adsorpsiemaksimum van atrasiene deur die verskillende kleimineralen is nie. Bailey *et al.* (1968:224) het egter getoon dat atrasiene nie in oormaat op die uitruilkompleks geadsorbeer word nie. Volgens hierdie outeurs beslaan die maksimum hoeveelheid atrasiene wat tydens die eksperiment geadsorbeer is ( $830 \text{ mg kg}^{-1}$ ) 0.927 persent van die uitruilkompleks, wat 'n oppervlakbedekking van 0.245 persent verteenwoordig.

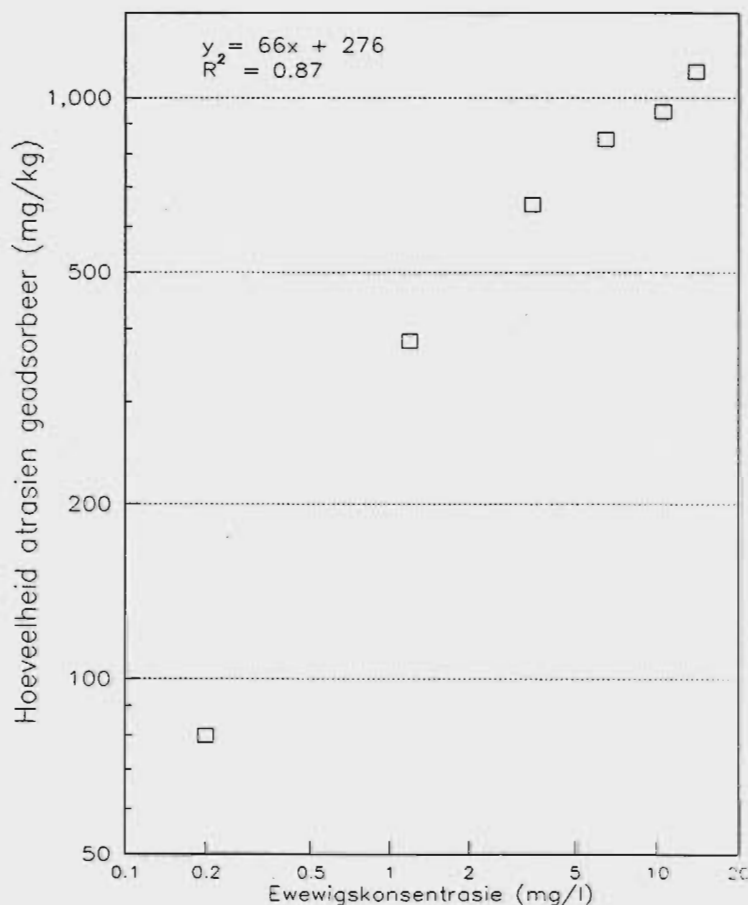
Die konstante,  $K$ , word gebruik as kriterium om adsorpsie van atrasiene deur verskillende kleimineralen en onder verskillende omgewingstoestande te vergelyk. Die konstante,  $n$ , is 'n aanduiding van die kurwe van die isoterm. Indien  $n$  groter as een is, sal die kurwe van die adsorpsie-isoterm afplat. Indien  $n$  kleiner as een is, sal die kurwe 'n eksponensiële vorm aanneem. As  $n$  gelyk is aan een, sal die adsorpsiekurwe 'n reguit lyn vorm.

In tabel 2.5 word die hoeveelheid atrasiene per kilogram klei wat by verskillende aanvangskonsentrasies van atrasiene geadsorbeer is, weergegee. Die pH-waardes van suspensies waarin hierdie adsorpsiestudies uitgevoer is, was in die bereik van 4.41 tot 4.63.

Tabel 2.5. Adsorpsie van atrasiene by verskillende aanvangskonsentrasies

Aanvangskonsentrasie ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Hoeveelheid atrasiene geadsorbeer ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	C.V.
25	1109	0.4
20	947	4.5
15	848	3.4
10	654	2.0
5	381	8.9
1	80	13.8

Uit tabel 2.5 is dit duidelik dat adsorpsie van atrasien toeneem met verhoging van die aanvangskonsentrasie van atrasien in die ewewigsoplossing. Dit wil sê die hoeveelheid atrasien wat geadsorbeer word, is afhanklik van die aanvangskonsentrasie. Selfs by lae konsentrasies (minimum van  $0.3 \text{ mg l}^{-1}$ ) is die adsorpsie van atrasien nog steeds deur Freundlich-isoterm beskryf (Laird *et al.*, 1992:63). In figuur 2.3 is die adsorpsie-isoterm bereken deur gebruik te maak van die kleinste kwadratiese passing vir 'n reguit lyn in die Freundlich-isoterm.



Figuur 2.3. Freundlich adsorpsie-isoterm vir atrasien (kaliumversadigde montmorilloniet)

Uit figuur 2.3 is dit duidelik dat 'n reglynige verband bestaan tussen die logaritme van die hoeveelheid atrasien geadsorbeer en die logaritme van die ewewigskonsentrasie, wat 'n aanduiding is dat die adsorpsie-isoterm van Freundlich 'n verhoging in adsorpsie

van atrasien met 'n verhoging in aanvangskonsentrasie beskryf. Bailey *et al.* (1968:225), Weber (1970b:402), Terce en Calvet (1978:368), Huang *et al.* (1984:21), Smit (1985:76), Clay *et al.* (1988:720) en Laird *et al.* (1992:65) het gevind dat atrasien adsorpsie deur grond en deur suiwer kleimineraal beskryf kan word met die adsorpsie-isoterm van Freundlich.

In tabel 2.6 word die konstantes, soos bereken uit die adsorpsie-isoterm vir kaliumversadigde montmorilloniet, weergegee. Die konstantes is ook vanuit isoterme vir natriumversadigde montmorilloniet by verskillende pH-waardes soos bepaal deur Weber (1970b:402), bereken.

Tabel 2.6. Konstantes wat bereken is uit die adsorpsie-isoterm van Freundlich

Tipe kleimineraal	K	1/n
Kaliumversadigde montmorilloniet (pH 4.5)	2.43	0.70
*Natriumversadigde smektiet (pH 1)	4.26	0.59
*Natriumversadigde smektiet (pH 2)	4.34	0.56
*Natriumversadigde smektiet (pH 4)	3.68	0.97
*Natriumversadigde smektiet (pH 6.5)	3.23	0.85

\* Die adsorpsiekonstantes is bereken uit die adsorpsie-isoterme wat deur Weber (1970b:402) beskryf is.

Die waarde van 1/n wat vir kaliumversadigde montmorilloniet verkry is, 0.70 (Tabel 2.6), is in ooreenstemming met bevindinge van ander outeurs, naamlik Bailey *et al.* (1968:226) wat 1.18, Terce en Calvet (1978:368) wat 0.78, Clay *et al.* (1988:729) 0.79 en Laird *et al.* (1992:65) wat 0.67 - 1.09 as waardes vir 1/n gepubliseer het.

Volgens die K-waardes (Tabel 2.6) word die maksimum hoeveelheid atrasien geadsorbeer by 'n pH van 2 en die minste by 'n pH van 6.5. Weber (1970b:401) spekuleer dat verlaging in adsorpsie onder die  $pK_a$ -waarde van atrasien plaasvind as gevolg van verplasing van atrasien vanaf die uitruilingskompleks deur  $H_3O^+$ -ione.

Weber (1970b:402) het adsorpsie-isoterme by verskillende pH-waardes bepaal. Dit is egter duidelik dat die  $1/n$  waardes die meeste afwyk van een waar die invloed van pH op die adsorpsie van atrasien die grootste is, nl. 0.56 by 'n pH van twee, terwyl  $1/n$  nader aan een was by hoër pH-waardes (Tabel 2.6). Laird *et al.* (1992:65) het getoon dat pH die belangrikste onafhanklike veranderlike is wat die term  $1/n$  beïnvloed. Hieruit is dit dus duidelik dat die pH van die suspensie 'n belangrike rol speel in die adsorpsie van atrasien.

Aangesien die waarde van  $1/n$  kleiner as een is, neem die persentasie atrasien wat geadsorbeer word af met 'n toename in die aanvangskonsentrasie van atrasien. Hierdie afname word as volg verklaar:

- a. Volgens Laird *et al.* (1992:66) besit smektiet voorkeur-adsorpsieposisies wat atrasien eerste sal adsorbeer.
- b. Soos reeds genoem, impliseer die Freundlich-isoterm dat die bindingsenergie vir adsorpsieposisies nie ekwivalent is nie en die adsorpsieposisies met die laagste bindingsenergie eerste gevul sal word (Atkins 1986:781).

Verskillende samestellings van smektiet sal dus ook verskillende hoeveelhede atrasien adsorbeer, afhangende van die hoeveelheid voorkeur-adsorpsieposisies.

### 2.6.3 Invloed van pH op die adsorpsie van atrasien

By hoë pH-waardes kan atrasien deur fisiese adsorpsie as 'n neutrale ioon geadsorbeer word (Bailey *et al.*, 1968:229). 'n Ander belangrike adsorpsiemeganisme is protonering van atrasien waarna dit as 'n kation geadsorbeer word (**paragraaf 2.2.2.1**). In hierdie verband is dit belangrik om in gedagte te hou dat die  $pK_a$ -waarde van atrasien 1.7 is (Tabel 1.1). Volgens Harter (1977:722) sal 50 persent van die atrasienmolekules in die sisteem geprotoneer wees indien die pH van 'n sisteem gelyk is aan die  $pK_a$ -waarde van atrasien. Indien die pH van die sisteem een pH-eenheid hoër is as die  $pK_a$ -waarde van atrasien, is 99 persent van die atrasienmolekules nie geprotoneer nie. Indien die pH van die sisteem twee of meer pH-eenhede hoër is as die  $pK_a$ -waarde van atrasien, is 100 persent van die atrasienmolekules nie geprotoneer nie. Die voorkoms van pH-waardes waarby atrasien in 'n waterige oplossing geprotoneer kan word, is nie 'n algemene verskynsel in die natuur nie. Protonisasie as 'n adsorpsiemeganisme onder veldtoestande kan slegs verklaar word aan die hand van oppervlaksuurheid soos in (**paragraaf 2.4.5**) bespreek is. Die teenwoordigheid van oppervlaksuurheid veroorsaak dat protonering van atrasien 'n aanvang neem indien die pH van die suspensie tussen vyf en ses is. Hierdie pH-waardes kan in gronde wat goed gedreineer is, waarop mielies in die R.S.A. verbou word, bestaan.

Aangesien die pH van verskillende gronde heelwat kan verskil, is dit belangrik om die invloed van die pH op die adsorpsie van atrasien te evalueer. Die invloed van pH van die kleisuspensie op die adsorpsie van atrasien wat vir natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet bepaal is, word in tabel 2.7 gegee.

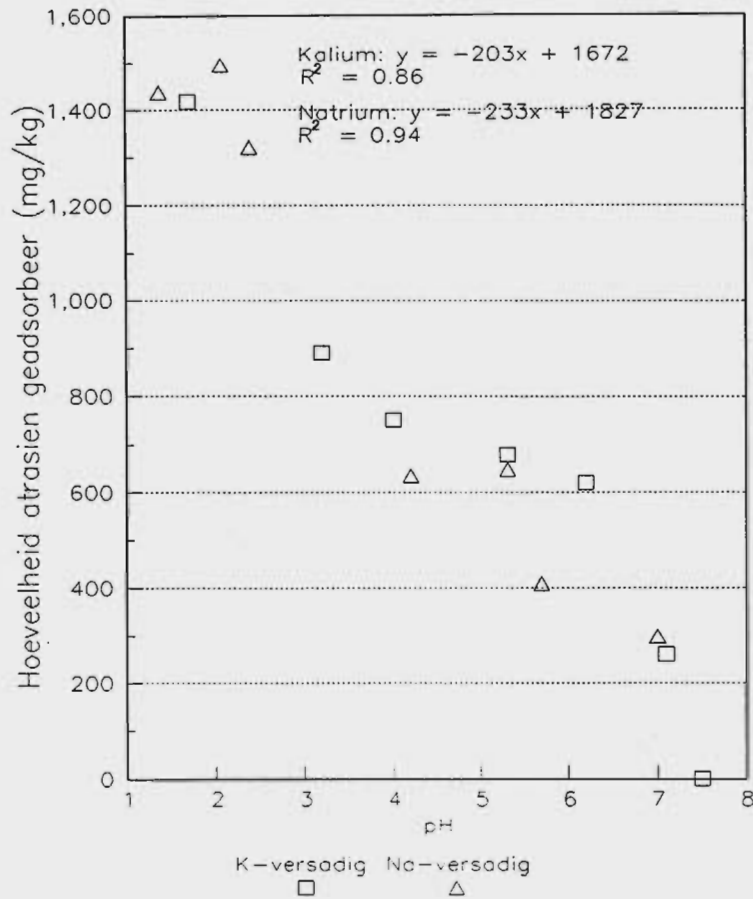
Tabel 2.7. Invloed van pH op die adsorpsie van atrasiën deur kalium- en natriumversadigde montmorilloniet

Kaliumversadigde montmorilloniet				Natriumversadigde montmorilloniet			
pH	C.V.	Hoeveelheid atrasiën geadsorbeer (mg kg <sup>-1</sup> )	C.V.	pH	C.V.	Hoeveelheid atrasiën geadsorbeer (mg kg <sup>-1</sup> )	C.V.
7.52	2.5	0	0.2	7.00	1.0	298	6.7
7.14	1.3	260	1.2	5.69	0.5	410	18.5
6.29	0.8	620	15.3	5.30	2.3	648	3.9
5.32	0.4	680	2.3	4.20	0.7	635	1.3
4.06	1.1	750	0.9	2.39	1.4	1321	0.3
3.22	0.6	890	1.1	2.07	2.4	1495	0.5
1.70	1.8	1417	0.8	1.38	0.7	1438	0.7

Uit tabel 2.7 is dit duidelik dat geen adsorpsie plaasgevind het by 'n pH van 7.5 deur kaliumversadigde montmorilloniet nie. Die maksimum adsorpsie van atrasiën onder laboratoriumtoestande deur natriumversadigde montmorilloniet vind plaas by 'n pH van 2.07. By 'n pH-waarde van 1.38 was die adsorpsie minder. Hierdie tendens is in ooreenstemming met wat Weber (1970b:402) gevind het.

Weber (1970b:402) het gevind dat natriumversadigde montmorilloniet by 'n pH van twee meer atrasiën adsorbeer as by 'n pH van een (Tabel 2.6, **paragraaf 2.6.2**). Die invloed van pH op die adsorpsie is die grootste by die hoogste konsentrasies van atrasiën in oplossing. Weber (1970b:402) spekuleer dat die hoër konsentrasie van atrasiën beter met H<sub>3</sub>O<sup>+</sup> vir adsorpsieposisies kompeteer. Indien kompetisie wel plaasvind, kan verwag word dat 'n verlaging in pH van die ewewigoplossing sal plaasvind wanneer atrasiënkatione waterstofione op die uitruilingskompleks verplaas. 'n Verlaging in pH vir beide die natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet na adsorpsie van atrasiën kon nie met behulp van 'n pH-meter waargeneem word nie.

Die invloed van pH op die adsorpsie van atrasiën deur kalium- en natriumversadigde montmorilloniet word in figuur 2.4 geïllustreer.



Figuur 2.4. Invloed van pH op die adsorpsie van atrasiën deur kalium- en natriumversadigde montmorilloniet

Uit figuur 2.4 is dit duidelik dat 'n toename in die adsorpsie van atrasiën deur natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet met afname in die pH-waardes van die suspensies gepaard gaan. Dit is in ooreenstemming met bevindinge in die literatuur vir suiwer kleisisteme. Bailey *et al.* (1968:226) het gevind dat meer atrasiën deur waterstofversadigde- as natriumversadigde montmorilloniet met pH-waardes van 3.35 en 6.80 onderskeidelik geabsorbeer word. Weber (1970b:402) het getoon dat die orde van adsorpsie van atrasiën deur natriumversadigde montmorilloniet by verskillende pH-waardes soos volg is: pH 2 > 1 > 4 > 6.5. Volgens Terce en Calvet (1978:367) vind adsorpsie van atrasiën deur beide illiet en kalsiumversadigde montmorilloniet by pH-waardes van 2.8 tot 3.0 plaas. Indien die pH hoër as 6.5 is, is geen adsorpsie deur

beide kleiminerale waargeneem nie. Laird *et al.* (1992:65) beweer dat adsorpsie van atrasiën deur verskillende monsters in die montmorillonietgroep wat kalsium versadig is, toeneem met 'n afname in pH binne die pH-bereik van 4.75 tot 6.45. Bogenoemde outeurs het van nie-biologiese metodes gebruik gemaak om die invloed van pH op die adsorpsie van atrasiën deur suiwer kleiminerale te ondersoek. Dit wil sê die atrasiënkonsentrasie is met chemiese metodes, soos chromatografie en spektrofotometrie, bepaal. Biologiese metodes daarteen, gebruik die onderdrukking van groei van 'n atrasiëngevoelige gewas, uitgedruk as 'n persentasie van 'n plant wat geen onderdrukking ervaar het nie (gewoonlik massabasis), as aanduiding van atrasiënnaktiwiteit.

Die pH kan soveel as een eenheid oor 'n relatiewe kort afstand in die grond verskil (Hesse, 1971:3), wat die gebruik van pH as indikator vir atrasiënnaktiwiteit onder veldtoestande bemoeilik. Uit tabel 2.7 is dit duidelik dat slegs natrium- en kaliumversadigde montmorilloniet atrasiën onder "normale" toestande by 'n pH van 7.0 adsorbeer. Marshall *et al.* (1966:238) het 'n skielike toename in adsorpsie van atrasiën waargeneem, in 'n grond met 'n klei-inhoud van 30 persent, indien die pH tot laer as ses daal. Adsorpsie van atrasiën het ook plaasgevind by 'n pH van agt. Die kleimineralogie van hierdie grond het hoofsaaklik uit vermikuliet bestaan en die organiese inhoud was ses persent. Smit en Nel (1977:68) het die invloed van pH op die atrasiënnaktiwiteit met twee verskillende gronde in potproewe ondersoek. Die klei-inhoud van beide was 14 persent. Hierdie outeurs het gevind dat 'n leemsand van die Pretoria-omgewing wat kaolinit as dominante kleimineraal bevat, 'n toename in die atrasiënnaktiwiteit toon indien die pH van 4.8 na 6.0 verhoog is. In die geval van 'n leemsand van die Glen-omgewing, wat 'n mengsel van 2:1 kleiminerale bevat het, is die teenoorgestelde tendens gevind. Met 'n verhoging in pH van 4.8 na 6.0 was daar 'n vermindering in beskikbaarheid van atrasiën soos gemanifesteer deur atrasiëngevoelige plante. Die outeurs se verklaring hiervoor is dat die leemsand van die Glen-omgewing nie ewewig bereik het met die protone waarmee die grond aangesuur is om 'n bepaalde pH te bereik nie. Volgens Smit en Nel (1977:68) bestaan

die moontlikheid dat die gemete pH van die leemsand foutief was. Smit, Nel en Fölscher (1980:137) het atrasiënaktiwiteit in 'n rooibruin sand, rooibruin sandkleileem en 'n grysbruin sandkleileem waarin kaoliniet in al drie gevalle die dominante kleimineraal was, ondersoek. Die outeurs het gevind dat atrasiënaktiwiteit verlaag (met ander woorde verhoging in adsorpsie) met verhoging in pH van die verskillende gronde vanaf 5.0, 5.1 en 5.2 tot 6.6, 5.9 en 6.0 onderskeidelik. Ehlers *et al.* (1988:34) het 43 gronde, waarvan die pH gewissel het van 4.6 tot 7.3, gebruik in 'n ondersoek om die atrasiënaktiwiteit te voorspel. Hulle het tot die gevolgtrekking gekom dat die gebruik van pH om atrasiënaktiwiteit onder veldtoestande te voorspel, nie bevredigend is nie.

Uit die twee voorafgaande paragrawe is dit duidelik dat daar teenstrydigheid bestaan tussen die resultate wanneer die adsorpsie van atrasiën onder laboratoriumtoestande met behulp van chemiese metodes bepaal word en wanneer biologiese metodes gebruik word om atrasiënaktiwiteit te evalueer. Hierdie teenstrydigheid is waarskynlik te wyte aan die volgende faktore:

- a) Die organiese fraksie van grond en organo-kleikomplekse speel 'n belangrike rol in die adsorpsie van atrasiën (Khan, 1980:68).
- b) 'n Gedeelte van die atrasiën word omkeerbaar geadsorbeer (Clay *et al.*, 1988:721 en Pignatello & Huang, 1991:226).

Selfs in grond met 'n lae inhoud van organiese materiaal word die aktiwiteit van atrasiën die akkuraatste voorspel as die hoeveelheid organiese materiaal in die grond as basis gebruik word. Ehlers *et al.* (1988:34) het bogenoemde vir 43 gronde en Smit (1985:43) vir 11 verskillende gronde bevestig. Slegs ses van hierdie gronde het organiese materiaalinhoud van hoër as een persent besit, met 'n maksimum van 2.80 persent. Harrison, Weber en Baird (1976:122) het 10 grondtipes ondersoek en gevind dat die inhoud van organiese materiaal die betroubaarste basis vir die voorspelling van atrasiënaktiwiteit is.

'n Beperkte hoeveelheid atrasien word onomkeerbaar geadsorbeer in grond, terwyl die res wel gedesorbeer kan word en beskadiging van plante kan veroorsaak. Slegs 4.6 tot 23.0 persent atrasien word in so 'n mate deur grond geadsorbeer dat dit nie gedesorbeer of geëkstraheer kan word met organiese oplosmiddels nie. Hierdie gedeelte van die atrasien wat nie geëkstraheer kan word nie is afhanklik van die pH van die grond (Best & Weber, 1974:367). Dit wil voorkom asof atrasien wat geadsorbeer is deur kleiminerale nog gedeeltelik beskikbaar is vir beskadiging van plante.

#### 2.6.4 Invloed van temperatuur op die adsorpsie van atrasien

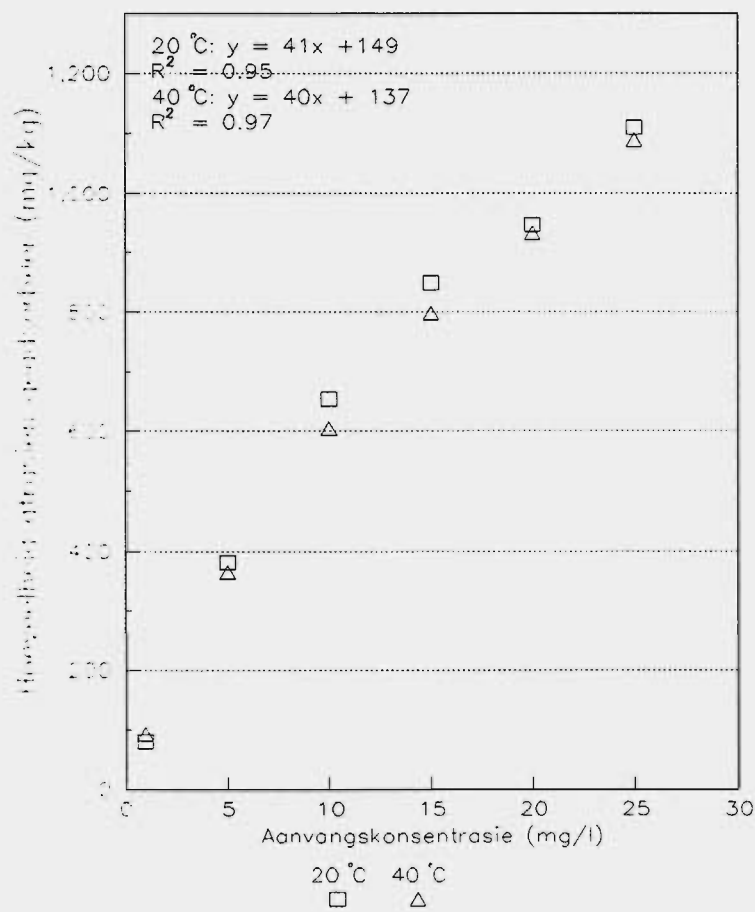
In tabel 2.8 word die adsorpsie van atrasien deur kaliumversadigde montmorilloniet wat by twee verskillende temperature bepaal is, aangedui. Die pH van die suspensies wat gedurende hierdie studie gebruik is, het van 4.2 tot 4.8 gewissel.

Tabel 2.8. Invloed van temperatuur op die adsorpsie van atrasien deur kaliumversadigde montmorilloniet

Aanvangskonsentrasie (mg l <sup>-1</sup> )	20°C*		40°C*	
	Hoeveelheid atrasien geadsorbeer (mg kg <sup>-1</sup> )	C.V.	Hoeveelheid atrasien geadsorbeer (mg kg <sup>-1</sup> )	C.V.
25	1109	0.4	1089	3.2
20	947	4.5	933	2.3
15	848	3.4	798	1.4
10	654	2.0	605	1.5
5	381	8.9	365	4.1
1	80	13.8	93	6.5

\*P = 0.05 vir verskille in adsorpsie tussen 20°C en 40°C

Uit tabel 2.8 is dit duidelik dat meer atrasien geadsorbeer word by 20°C as by 40°C, wat op 'n eksotermiese reaksie dui en ooreenkom met bevindinge van Marshall *et al.* (1966:238). Hurle en Freed (1972:8) het ook tot die gevolgtrekking gekom dat die adsorpsie van atrasien by verskillende temperature (3°C en 25°C) minimaal beïnvloed is. Dao en Lavy (1978:307) het egter bepaal dat meer atrasien geadsorbeer word by 30°C as by 5°C en indien korreksies aangebring word vir die chemiese aktiwiteit van atrasien by verskillende temperature is die verskille nog groter. In figuur 2.5 word die invloed van temperatuur op die adsorpsie van atrasien deur kaliumversadigde montmorilloniet geïllustreer.



Figuur 2.5. Invloed van temperatuur op die adsorpsie van atrasien deur kaliumversadigde montmorilloniet

Termodinamiese veranderlikes geassosieer met die adsorpsieproses is uit die variasie van die termodinamiese ewewigskonstante ( $K_0$ ) met verandering in temperatuur bereken (Figuur 2.5).  $K_0$  kan soos volg gedefinieer word vir die adsorpsie-reaksie (Biggar & Cheung, 1973:864):

$$K_0 = \frac{a_s}{a_e} = \frac{\gamma_s C_s}{\gamma_e C_e} \dots\dots\dots 3$$

- waar:  $a_s$  = aktiwiteit van die geadsorbeerde atrasiën
- $a_e$  = aktiwiteit van atrasiën in die ewewigsoplossing
- $C_s$  =  $\mu\text{g ml}^{-1}$  geadsorbeerde atrasiën in die oplossing in kontak met die adsorberende oppervlak
- $C_e$  =  $\mu\text{g ml}^{-1}$  atrasiën in die ewewigsoplossing
- $\gamma_s$  = aktiwiteitskoëffisiënt van geadsorbeerde atrasiën
- $\gamma_e$  = aktiwiteitskoëffisiënt van atrasiën in ewewigsoplossing

$C_s$  kan as volg bereken word (Biggar & Cheung, 1973:865),

$$C_s = \frac{(\rho_1 / M_1) A_1}{\frac{s}{N(x/m)} - \frac{A_2}{M_2 \times 10^6}} \dots\dots\dots 4$$

- waar:  $\rho_1$  = digtheid van oplosmiddel ( $\text{g ml}^{-1}$ )
- $M_1$  = molekulêre massa van oplosmiddel ( $\text{g mol}^{-1}$ )
- $M_2$  = molekulêre massa van atrasiën ( $\text{g mol}^{-1}$ )
- $A_1$  = dwarsdeursnit-oppervlakte van molekule van die oplosmiddel ( $\text{cm}^2$  molekule $^{-1}$ )
- $A_2$  = dwarsdeursnit-oppervlakte van atrasiënmolekule ( $\text{cm}^2$  molekule $^{-1}$ )
- $N$  = Avogadro se getal ( $6.02 \times 10^{23}$  molekules  $\text{mol}^{-1}$ )
- $s$  = soortlike oppervlakte van klei ( $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$ )
- $x/m$  = spesifieke adsorpsie ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )

Die dwarsdeursnit oppervlakte kan as volg bereken word (Biggar & Cheung, 1973:865),

$$A = 1.091 \times 10^{-16} \left[ \frac{M \times 10^{24}}{N\rho} \right]^{\frac{2}{3}} \dots\dots\dots 5$$

waar: M = molekulêre massa van die oplosmiddel en atrasien (g mmol<sup>-1</sup>)

ρ = digtheid van die oplosmiddel en atrasien (g ml<sup>-1</sup>)

omdat

$$\frac{s}{N(x/m)} \gg \frac{A_2}{M_2 \times 10^6} \dots\dots\dots 6$$

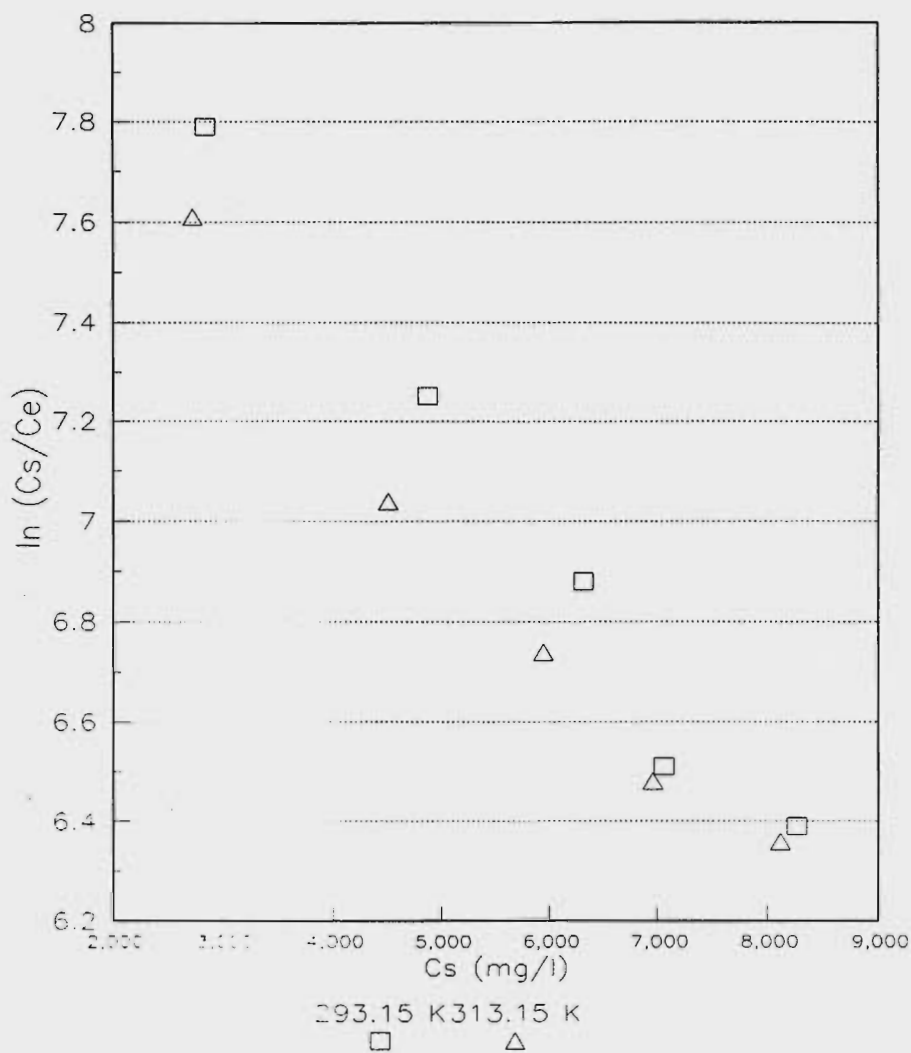
kan die vergelyking gereduseer word na

$$C_s = \frac{(\rho_1 / M_1) A_1}{\frac{s}{N(x/m)}} \dots\dots\dots 7$$

As die konsentrasie van die opgeloste substans nul nader, nader die aktiwiteitskoeffisiënt (γ) een. Vergelyking [3] kan dan geskryf word as

$$\lim_{C_s \rightarrow 0} \frac{C_s}{C_e} = \frac{a_s}{a_e} = K_0 \dots\dots\dots 8$$

Waardes vir K<sub>0</sub> kan verkry word deur die grafiek van ln(C<sub>s</sub>/C<sub>e</sub>) teenoor C<sub>s</sub> te stip (Figuur 2.6) en die lyn te ekstrapoleer na C<sub>s</sub> = 0.



Figuur 2.6. Invloed van ewewigkonsentrasie op die adsorpsie van atrasiën

Die termodinamiese veranderlikes geassosieer met die adsorpsieproses is vanuit die volgende vergelykings bereken (Biggar & Cheung, 1973:865):

Gibbsfunksie of die standaard vry-energie,  $\Delta G^\circ$ , word bereken uit

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_0$$

Die standaard entalpie,  $\Delta H^\circ$ , is bereken met behulp van die geïntegreerde vorm van die van't Hoff-vergelyking

$$\ln \frac{K_{02}}{K_{01}} = \frac{-\Delta H^\circ}{R} \left( \frac{1}{T_2} - \frac{1}{T_1} \right)$$

Die standaard entropie,  $\Delta S^\circ$ , is bereken uit

$$\Delta S^\circ = \frac{(\Delta H^\circ - \Delta G^\circ)}{T}$$

In tabel 2.9 word die waardes van die termodinamiese funksies gegee. Hierdie funksies kan gebruik word om die binding van atrasien met die klei-oppervlak te beskryf.

Tabel 2.9 Waardes van die termodinamiese konstantes geassosieer met die adsorpsie van atrasien deur kaliumversadigde montmorilloniet

Temperatuur K	$K_0$	$\Delta G^\circ$ kJ mol <sup>-1</sup>	$\Delta S^\circ$ J mol <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup>	$\Delta H^\circ$ kJ mol <sup>-1</sup>
293.15	8.54	-5.23	11.87	-1.69
313.15	8.17	-5.47	12.07	

Die standaard vry-energie (Tabel 2.9) is negatief en die entropie is positief. Gevolglik is die adsorpsie van atrasien deur kaliumversadigde montmorilloniet 'n spontane reaksie wat eksotermies verloop, aangesien die entalpie van die reaksie negatief is. Volgens Atkins (1986:773) dui waardes van entalpië wat gewoonlik hoër as -25 kJ mol<sup>-1</sup> is, op fisiese adsorpsie.

Cruz *et al.* (1968:320), Russell *et al.* (1968:1341) en Terce *et al.* (1977:754) het vasgestel dat atrasien aan die oppervlak van die klei geprotoneer word. Bailey *et al.* (1968:229) postuleer dat atrasien hoofsaaklik fisies of in 'n geprotoneerde vorm geadsorbeer word aan die oppervlak van smektiet. Indien die energie van adsorpsie gebruik word as kriterium om die tipe binding te klassifiseer, sal dit fisiese adsorpsie wees wat in

ooreenstemming is met bevindinge van Laird *et al.* (1992:65), wat spekuleer dat atrasien as 'n neutrale molekule geadsorbeer word, wat op 'n fisiese adsorpsie dui, in die pH-bereik van 4.75 tot 6.45.

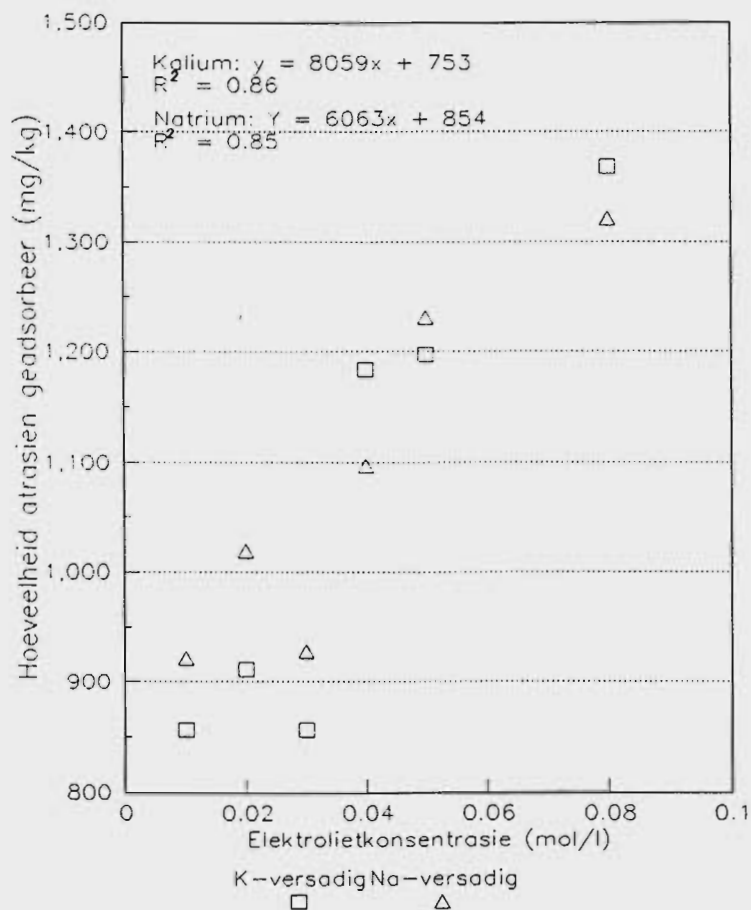
### 2.6.5 Invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasien

Direk na toediening van onkruidodders en kunsmis is daar gewoonlik 'n hoë konsentrasie van beide in die bogrond teenwoordig. Bemestingstowwe, met die uitsondering van fosfaat, word gewoonlik vinnig deur water na die wortelsone vervoer, terwyl onkruidodders stadiger beweeg as gevolg van laer oplosbaarheid en differensiële chromatografie tussen die onkruidoder en ander toegediende chemikalieë (Hurle & Freed, 1972:2). In tabel 2.10 word die invloed van elektrolietkonsentrasie van die ewewigsoplossing op adsorpsie van atrasien deur kalium- en natriumversadigde montmorilloniet getoon.

Tabel 2.10. Invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasien deur kalium- en natriumversadigde montmorilloniet

Elektrolietkonsentrasie (mol dm <sup>-3</sup> )	Kaliumversadigde montmorilloniet		Natriumversadigde montmorilloniet	
	Hoeveelheid atrasien geadsorbeer (mg kg <sup>-1</sup> )	C.V.	Hoeveelheid atrasien geadsorbeer (mg kg <sup>-1</sup> )	C.V.
0.01	856	6.5	922	2.0
0.02	911	7.9	1019	1.4
0.03	856	7.8	928	2.7
0.04	1183	5.0	1097	1.2
0.05	1197	5.0	1231	1.8
0.08	1368	1.3	1321	0.5
0.10	> 1500		> 1500	

Dit is duidelik dat adsorpsie van atrasiën deur kalium- en natriumversadigde montmorilloniet (Tabel 2.10) verhoog met 'n verhoging in elektrolietkonsentrasie van die ewewigsoplossing. In figuur 2.7 word die invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasiën geïllustreer. Al die atrasiën is uit die ewewigsoplossing geadsorbeer indien die elektrolietkonsentrasie  $0.10 \text{ mol dm}^{-3}$  was. Hierdie waarde word nie in figuur 2.7 getoon nie.



Figuur 2.7. Invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasiën

Hurle en Freed (1972:4) het gevind dat 'n afname in die oplosbaarheid van atrasiën plaasvind indien daar 'n verhoging in die ioniese sterkte van die oplossing is. Die verlaging in die oplosbaarheid word verklaar deur die "uitsoutingseffek" omdat die elektroliet-ione die polêre watermolekules aantrek. Die oplossing word meer polêr en die effektiewe hoeveelheid watermolekules wat beskikbaar is, verminder. Hurle

en Freed (1972:6) en Dao en Lavy (1978:305) het ook waargeneem dat die konsentrasie van atrasiën in 'n oplossing, wat versadig is met atrasiën, afneem met verhoging in die konsentrasie van die elektroliet. Hierdie outeurs spekuleer dat dit veroorsaak word deur verlaging in die oplosbaarheid van atrasiën met verhoging in ioniese sterkte.

Aangesien die konsentrasies van atrasiën ( $15 \text{ mg l}^{-1}$ ) wat in die ondersoek gebruik is heelwat laer is as die oplosbaarheid van atrasiën (Tabel 1.1), is die moontlikheid van presipitasie van atrasiën by verskillende elektrolietkonsentrasies ondersoek. Daaruit kon bevestig word of die verlaging in atrasiënkonsentrasie (Figuur 2.7) wel die gevolg is van verlaging in die oplosbaarheid daarvan. In tabel 2.11 word die invloed van elektrolietkonsentrasie op die konsentrasie van atrasiën in oplossing gegee.

Tabel 2.11. Invloed van elektrolietkonsentrasie op die absorpsie-lesing van 'n spektrofotometer vir  $15 \text{ mg l}^{-1}$  atrasiën

Elektrolietkonsentrasie ( $\text{mol dm}^{-3}$ )	Absorpsie-lesing
0.01	1.609
0.02	1.563
0.03	1.649
0.04	1.639
0.05	1.537
0.08	1.538
0.10	1.493
Gemiddeld	1.575
Koëffisiënt van variasie	3.7

Uit tabel 2.11 is dit duidelik dat geen verandering in die adsorpsiekonsentrasie met verandering in elektrolietkonsentrasie plaasvind nie, wat daarop dui dat die verklaring van Dao en Lavy (1978:305) nie bevredigend is nie. Om 'n verklaring wat die toename in die adsorpsie van adsorpsie met verhoging in elektrolietkonsentrasie van die suspensie te vind, is die invloed daarvan op die pH van die suspensie bepaal. Die resultaat wat verkry is, word in tabel 2.12 weergegee.

Tabel 2.12. Invloed van elektrolietkonsentrasie op die pH van kleisuspensies

Elektrolietkonsentrasie (mol dm <sup>-3</sup> )	Aanvanklike pH	C.V.	Eind pH	C.V.	Daling in pH
0.02	5.13	0.2	4.49	0.9	0.63
0.06	4.89	4.5	4.14	3.1	0.75
0.10	5.04	3.0	4.15	2.4	0.89

Die byvoeging van suur, om die pH van die suspensie te verlaag, gaan gepaard met die uitruiling van protone (H<sub>3</sub>O<sup>+</sup>) vir geadsorbeerde katione (natrium en kalium). Uit tabel 2.12 is dit duidelik dat die pH van die suspensie toenemend daal met verhoging in die elektrolietkonsentrasie. Dit vind plaas omdat katione van die elektroliet wat bygevoeg word waterstofione vanaf die oppervlak van die kleimineraal verplaas. Aangesien die eksperiment in 'n geslote houer uitgevoer is, het verwydering van waterstofione uit die houer nie plaasgevind nie. Gevolglik daal die pH van die oplossing (Tabel 2.12). Hierdie hipotese is getoets deur die invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van adsorpsie, nadat die pH van die suspensie weer ingestel is, te bepaal. Resultate van hierdie eksperiment word in tabel 2.13 weergegee.

Tabel 2.13. Adsorpsie van atrasien waar die pH eers ingestel is nadat die elektroliet bygevoeg is

pH	C.V.	Elektrolietkonsentrasie (mol dm <sup>-3</sup> )	Hoeveelheid atrasien geadsorbeer (mg kg <sup>-1</sup> )	C.V.
4.7	1.1	0.02	742	2.4
4.7	0.4	0.06	715	0.4
4.7	4.3	0.10	748	4.3

Uit tabel 2.13 is dit duidelik dat geen betekenisvolle verandering in die adsorpsie van atrasien by verskillende elektrolietkonsentrasies plaasvind indien die pH van die suspensie eers ná die byvoeging van die elektroliet reggestel word nie. Hierdie eksperiment toon dus dat 'n wankonsep bestaan oor die invloed van elektrolietkonsentrasie op die adsorpsie van atrasien en dat die toename in adsorpsie wat gepaard gaan met die toename in elektrolietkonsentrasie te wyte is aan 'n verlaging in die pH van die suspensie.

## HOOFSTUK 3

### DIE BEWEGING VAN ATRASIEN IN DIE GROND

#### 3.1 Inleiding

Aangesien kleimineralogie 'n beperkte rol in die adsorpsie van atrasiene speel (Hoofstuk 2) en die grond in die R.S.A. wat vir die produksie van mielies gebruik word, 'n lae inhoud van organiese materiaal het, bestaan daar 'n moontlikheid dat atrasiene kontaminasie van grondwater kan veroorsaak. Literatuur oor die teenwoordigheid van atrasiene in grondwater in die R.S.A. is uiters skaars. Dit kan daaraan toegeskryf word dat grondwater nie primêr vir huishoudelike doeleindes gebruik word nie, behalwe in landelike gebiede. Gevolglik het die soeklig nog nie op moontlike besoedeling van grondwater deur onkruidodders in die R.S.A. geval nie. 'n Ander rede is moontlik dat hierdie tipe inligting sensitief is en dus nie sonder meer gepubliseer word nie.

Die teenwoordigheid van atrasiene in grondwater kom in oorsese lande wydverspreid voor. Pionke, Glotfelty, Lucas en Urban (1988:76) het 20 boorgate in die opvanggebied van die Weyerivier in die V.S.A. ondersoek vir die teenwoordigheid van atrasiene. Atrasiene is in 14 van hierdie boorgate gevind. Die konsentrasie het gewissel van 0.013 tot 1.110  $\mu\text{g l}^{-1}$ . 'n Karstlandskap in Duitsland is van Januarie 1983 tot Desember 1985 vir die teenwoordigheid van atrasiene gemonitor. Atrasiene is in al die monsters gevind en die konsentrasies het gewissel van 0.03 tot 0.23  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Giessler, Kirchhoff & Hurler, 1986:55). Atrasiene is ook in grondwater in die state van New York en Pennsylvania gevind (Walker & Porter, 1990:116 en Pionke & Glotfelty, 1990:817). Die konsentrasie van atrasiene in 41 boorgate in Nebraska het gewissel van 0.01 tot 8.29  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Wehtje, Spalding, Burnside, Lowry & Leavitt, 1983:614).

### 3.2 Beweging van atrasien

Dit word algemeen aanvaar dat die oplosbaarheid van 'n onkruidoder die logingspotensiaal daarvan bepaal. Verskeie outeurs, naamlik Rodgers (1968:120), Helling (1970:177) en El-Deep, Tag-El-Din, Kadous, Khalifa en Shaaban (1979:443), het getoon dat ander faktore ook 'n belangrike rol speel in die beweging van atrasien.

Wagenet en Hutson (1990:296) postuleer dat dié gedeelte van 'n onkruidoder wat toegedien word en verby die punt van toediening beweeg, afhanklik is van verskeie prosesse:

1. Massavloei - beweging as gevolg van die beweging van die water waarin die onkruidoder opgelos is.  
Diffusie - beweging as gevolg van konsentrasie-gradiënte in beide die grondwater en die gasfase van die grond.
2. Verandering van die struktuur van die onkruidoder deur chemiese of biologiese prosesse wat die komponent verbruik of afbreek deur fotolise en ander chemiese reaksies.
3. Verdamping vanaf die oppervlak van gronde.
4. Adsorpsie deur organiese en anorganiese fraksies in die grond.
5. Opname deur plante.
6. Oppervlakafloop.

Volgens Wagenet en Hutson (1990:296) is hierdie prosesse op hul beurt afhanklik van die volgende faktore wat 'n invloed uitoefen op die interaksie tussen onkruidoder, grond en plant:

1. Chemiese eienskappe van die onkruidoder: oplosbaarheid, versadigde dampdigtheid, formulering van onkruidoder en chemiese diffusiekoëffisiënt.

2. Grondeienskappe: brutodigtheid, hidrouliese eienskappe van die grond, inhoud van organiese materiaal, klei-inhoud, kleimineralogie en die struktuur van die grond.
3. Oppervlaktoestande van die grond: Besproeiing en frekwensie van reënval, tempo en lengte van tyd van benatting, tyd van toediening van onkruidodder, tempo van toediening en diepte van toediening.
4. Planteienskappe: oppervlakbedekking van plantegroei en volume van wortelgroei, transpirasie en opnamepatrone van voedingstowwe en chemikalieë (Wagenet & Hutson, 1990:296).

### 3.2.1 Chemiese eienskappe

Kearney, Sheets en Smith (1964:85) het onder laboratoriumtoestande getoon dat vervlugtiging van atrasien vinniger plaasvind aan die oppervlak van sanderige gronde as dié van grond met 'n hoë klei-inhoud. 'n Verhoging in temperatuur en waterinhoud van die grond het aanleiding gegee tot 'n verhoging in die vervlugtiging van atrasien. Gedurende 'n periode van 72 uur het tussen 20 en 40 persent atrasien verlore gegaan as gevolg van vervlugtiging by 35 °C en tussen 30 en 60 persent atrasien vervlugtig by 45 °C (Kearney *et al.*, 1964:85).

Beweging van atrasien deur diffusie vind in grond hoofsaaklik in water plaas en nie deur die lug nie (Goring, 1967 soos aangehaal deur Helling, 1971:177). Die gemiddelde diffusiekoëffisiënt van atrasien vir agt verskillende grondtipes, waarvan die organiese materiaal van 1.7 tot 10.9 persent en die klei-inhoud van 8 tot 35 persent gewissel het, is  $15.2 \times 10^8 \text{ cm}^2$  per sekonde by 25°C (Lavy, 1970:54).

'n Toename in soortlike oppervlakte, pH, waterinhoud en organiese materiaal verhoog die diffusietempo van atrasien, terwyl 'n toename in KUK en klei-inhoud die diffusietempo verlaag (Lavy, 1970:55). Vanweë die relatiewe lae diffusietempo sal atrasien teen 'n baie hoër tempo vertikaal in 'n grondprofiel deur water vervoer word (Lavy, 1970:55).

Die verskil in beweging van atrasien in die grond as gevolg van verskillende tipes formulerings kan geïgnoreer word, omdat volgens 'n mededeling van mnr. J.F. Louw (1993a) word atrasien hoofsaaklik as 'n suspensiekonsentraat in die R.S.A. bemark.

### **3.2.2 Grondeienskappe**

Volgens Bailey en White (1970:74) en Helling (1970:186) het verskillende outeurs in oorsigartikels gerapporteer dat onkruidodders meer geredelik beweeg in grond met growwe tekstuur as in grond met medium of fyn teksture. Chemiese samestelling van grond speel dus 'n rol in die beweging van atrasien. Gunstige toestande vir adsorpsie, soos lae pH en hoë inhoud van organiese materiaal, verhoog die adsorpsie van atrasien, wat 'n afname in die tempo van beweging tot gevolg het (Bailey & White, 1970:74 en Weber, 1991:33). Die morfologie van grond speel ook 'n rol in die beweging van atrasien. In 'n vertisol is die teenwoordigheid van atrasien geassosieer met krake in die profiel. Die voorkoms van atrasien in 'n profiel van 'n vertisol kan toegeskryf word aan die voorkeurbeweging van water deur hierdie krake (Graham, Ulery, Neal en Teso, 1992:120).

Die retensie van atrasien teen loging is hoogs korreleerbaar met die inhoud van organiese materiaal, soortlike oppervlakte, KUK en klei-inhoud (Snelling, Hobbs & Powers, 1969:877 en Helling, 1971:745).

### **3.2.3 Toestande van die grondoppervlak**

Afloop van water vind plaas op grond met 'n lae infiltrasietempo indien die helling van die grond dit toelaat (Helling, 1970:178). Hall, Pawlus en Higgins (1972:174) en Brejda, Shea, Moser en Waller (1988:418) het gevind dat atrasien teenwoordig is in afloopwater. Wauchope (1978:467) het tot die gevolgtrekking gekom dat afloop die vernaamste vervoermiddel vir onkruidodders is indien die oplosbaarheid hoër as  $10\mu\text{g l}^{-1}$  is. Indien die konsentrasie van toegediende atrasien aan die oppervlak verhoog, vind 'n verhoging in die verlies van atrasien as gevolg van afloop plaas (Hall *et al.*,

1972:173). 'n Groter gedeelte van atrasien gaan verlore as gevolg van afloop op 'n grond met 'n hoë klei-inhoud as in die geval van 'n sanderige grond (Frank & Sirons, 1979:232).

Hall (1974:178) het vasgestel dat die hoeveelheid atrasien wat deur geërodeerde deeltjies vervoer word van vier tot agt keer laer is as die hoeveelheid atrasien wat deur afloop (toedienings 4.5 en 2.2 kg/ha onderskeidelik) vervoer word.

Die frekwensie en intensiteit van reënval speel 'n rol in die beweging van atrasien omdat afloop daarvan afhanklik is. 'n Groter hoeveelheid atrasien gaan verlore as gevolg van afloop met 'n tweede bui reën wat kort op 'n eerste bui volg, ten spyte daarvan dat die reënval van die tweede bui laer is en die hoeveelheid atrasien in die grond minder is as in die geval van die eerste bui (Hall *et al.*, 1972:173).

Die meeste atrasien gaan deur afloopwater kort na toediening verlore. 'n Skerp afname in die konsentrasie van atrasien in afloopwater vind plaas indien 'n langer tyd verloop tussen die toediening en die voorkoms van buie wat afloop veroorsaak (Triplett, Conner en Edwards, 1978:83).

El-Deep *et al.* (1979:443) het in studies met loogbuis en Helling (1971:745) met dunlaag chromatografie getoon dat die mobiliteit van atrasien korreleer met 'n verhoging in die hoeveelheid water wat toegedien word. Verder is dit vasgestel dat atrasien wel volledig verwyder kan word indien voldoende water vir loging gebruik word (El-Deep *et al.*, 1979:443). Snelling *et al.* (1969:878) het gevind dat meer as een meter kalsiumasetaat (0.05 N) per oppervlakte-eenheid benodig word om atrasien uit 'n 0.15m kolom te verwyder.

### **3.2.4 Afbraak van atrasien**

Afbraak van atrasien in grond en in water beïnvloed die teenwoordigheid van atrasien in waterreservoirs. Die tydperk wat atrasien neem om in die grond te degradeer sal

bepaal of oordraging na 'n volgende seisoen kan plaasvind, terwyl die opbou van ongewenste vlakke in waterbronne bepaal word deur die halfleeftyd van atrasien in die water.

Hidrolise is 'n belangrike meganisme van afbraak van atrasien in die grond (Armstrong, Chester & Harris, 1967:61,65). Afbraak in grond is 'n eerste-orde reaksie waarin die aanvangskonsentrasie van atrasien die reaksietempo beïnvloed. Armstrong en Chester (1968:684) het getoon dat 'n direkte verwantskap tussen die vorming van die hoeveelheid hidrosie-atrasien en die hoeveelheid atrasien wat geadsorbeer word, bestaan. Die halfleeftyd van atrasien in die grond (34 persent klei, 10 persent organiese materiaal en 'n pH van 4.5) het gewissel van 65 tot 130 dae, afhangende van die hoeveelheid wat aanvanklik geadsorbeer was. In grond met ongeveer dieselfde pH (5.2 tot 6.3) en organiese materiaalinhoud van 2.9 tot 3.8 persent het die halfleeftyd van atrasien gewissel van 38 tot 64 dae tussen die grond met die hoogste klei-inhoud (33 persent) en die grond met die laagste klei-inhoud (13 persent) (Dao, Lavy & Sorensen, 1979:1131).

Atrasien breek die vinnigste af in gronde met 'n lae pH en gronde met 'n hoë inhoud van organiese materiaal. Hierdie twee faktore lewer die belangrikste bydrae tot die afbraak van atrasien in grond (Armstrong *et al.*, 1967:62). Hiltbold en Buchanan (1977:519), wat verskillende gronde gebruik het in 'n studie om die afbraak van atrasien te ondersoek, het gevind dat die halfleeftyd in grond toeneem met 'n minimum van agt dae en 'n maksimum van 29 dae as die pH met een eenheid verhoog. Toediening van kalk tydens bemesting verhoog die pH van die grond en dit veroorsaak dat die afbraak van atrasien stadiger plaasvind (Lowder & Weber, 1982:276). Brejda *et al.* (1988:418) het gevind dat die halfleeftyd van atrasien in 'n grond wat 10 persent klei bevat en waarvan die pH 7.6 is,  $46 \pm 7$  dae is.

In die studie van die interaksie tussen atrasien en suiwer kleiminerale speel temperatuur wel 'n rol (Russell *et al.*, 1968:1340 en Terce *et al.*, 1977:754). Atrasien is vinnig gedegreer onder laboratoriumtoestande by 'n temperatuur van 95°C in die grond,

maar afbraak het stadiger plaasgevind in waterige oplossings by dieselfde temperatuur (Russell *et al.*, 1968:1340). Terce *et al.* (1977:754) het gevind dat beperkte afbraak van atrasien wat aan die klei-oppervlak geadsorbeer is, na 'n jaar plaasvind. Indien die temperatuur verhoog is vanaf kamertemperatuur na 50 en 100°C is hidroksie-atrasien selfs na vier en twintig uur gevind. Russell *et al.* (1968:1341) en Skipper, Volk, Mortland en Raman (1978:48) het egter tot die gevolgtrekking gekom dat atrasien wat geadsorbeer is, gehidroksileer het as gevolg van die interaksie met die oppervlak van montmorilloniet. Oppervlaksuurheid speel volgens Russell *et al.* (1968:1342) 'n rol in afbraak, omdat geen afbraak van atrasien in 'n waterige sisteem met 'n pH van 3.5 waargeneem is nie, terwyl afbraak wel in die teenwoordigheid van montmorilloniet waargeneem is by 'n pH van 3.5. Daardeur word die katalitiese invloed van klei-oppervlakke bevestig.

Armstrong en Chester (1968:688) stel die volgende meganisme vir afbraak van geadsorbeerde atrasien voor: Adsorpsie geskied deur waterstofbinding tussen 'n ring stikstofatoom van atrasien en die klei-oppervlak. Hierdie binding veroorsaak 'n verdere onttrekking van 'n elektron van die ringkoolstowwe wat 'n elektrontekort het, veral die koolstofatoom waaraan die chloor gebind is. 'n Swak nukleofiliese molekule, byvoorbeeld water, kan dan die chlooratoom verplaas.

Atrasien word twee tot drie keer vinniger aan die oppervlak van 'n grond afgebreek as dieper in die profiel. Die hoër organiese materiaalinhoud, temperatuur en beter deurlugting bevorder waarskynlik die afbraak deur mikro-organismes en chemiese prosesse (Roeth, Lavy & Burnside, 1969:204 en Harris, Woolson & Hummer, 1969:30). In 'n grond wat 55 persent klei, 0.7 persent organiese materiaal bevat en 'n pH van 7.3 het, is 96 persent en 83 persent (respektiewelik na 30 en 60 dae) van die aanvanklike hoeveelheid atrasien nie gedegradeer nie. In 'n sanderige grond met 7 persent klei, 0.34 persent organiese materiaal en 'n pH van 5.4, is 80 persent en 67 persent (respektiewelik na 30 en 60 dae) van die aanvanklik hoeveelheid atrasien egter

nie gedegradeer nie. Hierdie vinniger afbraak van atrasien in die sanderige grond word toegeskryf aan die lae pH-waardes en klei-inhoud van die grond (Reinhardt & Nel, 1993:46).

Uit 'n eksperiment waarin die invloed van mikro-organismes op die afbraak van atrasien bepaal is deur die produksie van  $C^{14}O_2$  te meet, het MacRae en Alexander (1965:74) tot die gevolgtrekking gekom dat atrasien weerstandbiedend is teen mikrobiologiese afbraak. Eers na 16 weke was daar 'n verhoging in produksie van  $C^{14}O_2$ . Alhoewel  $CO_2$  die finale produk van degradasie is, is mineralisasie van ipasien, die triasien wat die vinnigste afgebreek het, eers na twee maande opgemerk. MacRae en Alexander (1965:74) het tot die gevolgtrekking gekom dat alhoewel mikro-organismes afbraak van s-triasiene kan veroorsaak, dit 'n stadige proses is. Whetje *et al.* (1983:613) het die hoeveelheid anaerobiese ( $5.6 \times 10^2$  tellings per milliliter) en aerobiese ( $1.1 \times 10^3$  tellings per milliliter) bakterieë in grondwater bepaal en gevind dat dit minder is as wat aan die oppervlak van grond ( $1.3 \times 10^3$  en  $8.2 \times 10^5$  tellings per milliliter, onderskeidelik) voorkom. Die afbraak van atrasien deur die mikrobies onder gesimuleerde grondwatertoestande kon nie waargeneem word nie. Die organismes aan die oppervlak het na 70 dae slegs 2.7 tot 3.0 persent hidroksie-atrasien geproduseer. Skipper en Volk (1972:346) het in 'n studie met drie gronde gevind dat die afbraak van atrasien deur mikro-organismes afhanklik is van die konsentrasie, tipe grond en die waterinhoud van die grond. Degradasie deur mikro-organismes vind op die etielketting van atrasien plaas en verteenwoordig ongeveer 10 persent van die afbraak van atrasien na 28 dae (Skipper & Volk, 1972:346).

### 3.3 Materiaal en metodes

#### 3.3.1 Afbraak van atrasien in water

'n Voorraad atrasien van  $15 \text{ mg l}^{-1}$  is voorberei. Hiervan is 200 ml tot drie verskillende pH-waardes (7.5, 3 en 0.5) met  $0.01 \text{ mol dm}^{-3}$  soutsuur aangesuur. Geen voorsorg is getref om die pH te buffer nie. Twee milliliter van die vloeistof is periodiek (van 4 tot 12 dae) onttrek en die konsentrasie van atrasien is met behulp van 'n spektrofotometer by 'n golflengte van 223 nm bepaal.

#### 3.3.2 Beweging van atrasien onder gekontroleerde toestande

Om die beweging van atrasien as gevolg van loging en afloop in 'n ploeglaag onder gekontroleerde toestande te ondersoek, is versteurde monsters van 'n vertisol en grond van die avalonvorm in bakke met afmetings van 835 mm x 600 mm x 265 mm geplaas. Die twee tipes grond is herhaaldelik oor 'n tydperk van vier dae versadig met gedeïoniseerde water sodat stabilisering in die bakke kon plaasvind. Toediening van gedeïoniseerde water is 24 uur voordat atrasien toegedien is, gestaak. Die brutodigtheid en die infiltrasietempo van die gronde is vooraf bepaal. Hoeveelhede van 131 mg en 55 mg atrasien is onderskeidelik aan die oppervlak van die grond van die vertisol en avalonvorm met behulp van 'n rugpak  $\text{CO}_2$ -drukspuit toegedien.

'n Berekende volume van 97 en 45 liter water is benodig om die totale porieruimtes van die vertisol en die grond van die avalonvorm respektiewelik met water te versadig. Die intensiteit van die gesimuleerde reënval is so gekies dat beide afloop en infiltrasie van water bewerkstellig is.

Watertoediening is met behulp van 'n prototipe reënsimuleerder, soos beskryf is deur Bloem (1992:5), gebruik om reënbuie met bepaalde intensiteite na te boots. Water is wekliks (word as siklusse aangedui) oor 'n periode van drie weke op die vertisol teen  $50 \text{ mm uur}^{-1}$  ( $40 \text{ l siklus}^{-1}$ ) en in die geval van die grond van die avalonvorm teen  $72 \text{ mm uur}^{-1}$  ( $18 \text{ l siklus}^{-1}$ ), toegedien. Die konsentrasie van atrasien in die afloop-

en dreineringswater is bepaal deur elke 10 liter water van die grond van die vertisol en 2.5 liter van die grond van die avalonvorm te monster. Die water is deur 'n  $0.45 \mu m$  filter gefiltreer en die atrasienskonsentrasie is met behulp van 'n hoëdruk-vloeistofchromatograaf (HPLC) bepaal. Na drie weke is grondmonsters aan die oppervlak op 50, 100, 200 en 300 mm respektiewelik geneem. Konsentrasies van atrasiën is bepaal met behulp van 'n metode soos beskryf deur Wenheng, Shultz, Stuart, Hogan en Mason (1991:1374).

'n Bekende konsentrasie van atrasiën is by 'n monster van die vertisol gevoeg. Die konsentrasie van die atrasiën in die grondmonster is met behulp van die metode soos beskryf deur Wenheng *et al.* (1991:1374) bepaal. Die konsentrasie wat met behulp van hierdie metode bepaal word, is uitgedruk as persentasie van die bekende waarde. Hierdie persentasie vir die grond van die vertisol is 71 persent. Die outeurs het vir 'n sandgrond met soortgelyke klei-inhoud en organiese materiaalinhoud as die grond van die avalonvorm wat in hierdie studie gebruik is, herwinnings van 98 persent gerapporteer. Dit is aanvaar dat dieselfde hoeveelheid herwinning verkry is in die bepaling van die konsentrasie atrasiën in die grond van die avalonvorm.

Om die verskillende bakke en grondtipes met mekaar te vergelyk, is die konsentrasies van atrasiën wat vir die verskillende monsters bepaal is, omgeskakel na 'n massa eenheid. Hierdie massas is bymekaar getel nadat gekorrigeer is vir die 71 persent herwinning in die geval van die grond van die vertisol. Die waardes van atrasiën vir die verskillende monsters wat in tabel 3.1, 3.2, 3.3 en 3.4 gerapporteer is, is as 'n persentasie van die totale hoeveelheid atrasiën wat uit elke bak herwin is, uitgedruk.

Bogenoemde gronde is chemies ontleed en die korrelgrootteverspreiding is bepaal (Bylae A, Tabel A1). Die uitruilbare katione en KUK is deur gebruik te maak van ammoniumasetaat ( $1 \text{ mol dm}^{-3}$ , pH 7), ekstraheerbare fosfaat is deur gebruik te maak van die Bray-1 oplossing, organiese koolstof is deur middel van die Walkley-Black metode, pH( $\text{H}_2\text{O}$ ) en die elektriese geleiding van 'n versadigde ekstrak is met metodes

soos verskaf deur die Grondkunde Vereniging van Suid-Afrika bepaal (Soil Science Society of South Africa, 1990). Die korrelgrootteverspreiding van die twee gronde is met behulp van die hidrometermetode bepaal (Bowles, 1986:47).

### **3.3.3 Atrasien in grondwater**

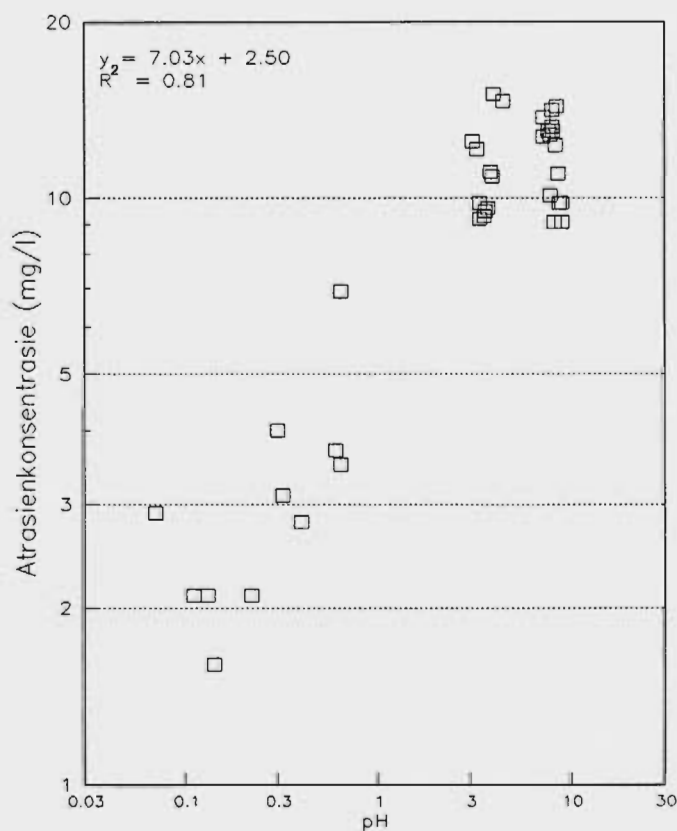
Water van 'n pan in die omgewing van Viljoenskroon, waarin beide dreinerings- en afloopwater versamel, is vir die teenwoordigheid van atrasien gemonitor. Grondwater is in dieselfde gebied ook gemonitor vir die teenwoordigheid van atrasien. Die grondwatervlak is relatief na aan die oppervlak as gevolg van die teenwoordigheid van 'n horison met 'n hoë klei-inhoud wat die beweging van water inhibeer. Bo-op hierdie horison is windgetransporteerde sand waarvan die permeabiliteit hoog is, afgesit (Henning & Harmse, 1993). Aangesien die grondwatervlak vlak is, is 'n gat met behulp van 'n grondboor geboor en water is daarna met behulp van 'n spesiaal ontwerpte houër uit die gat geskep en in 'n donker glashouer geplaas. Monsters is maandeliks op die 26 ste  $\pm$  2 dae van elke maand vanaf November 1990 tot Maart 1992, geneem. Reënavslyfers, plantdatum en spuitdatum van atrasien is deur die eienaar van die betrokke plaas voorsien.

Die konsentrasie van atrasien in die grondwater en die water in die pan, is met behulp van 'n metode wat deur Ciba Geigy ontwikkel is vir 'n HPLC, bepaal. Elke analise is vier keer herhaal en die gemiddeld en C.V. is bereken. Die korrelasiekoëffisiënt vir 'n logaritmiese afname in die konsentrasie van atrasien is bereken deur 'n getal aan elke maand toe te ken. Die getal, een, is aan die maand waarin die hoogste konsentrasie atrasien voorkom, toegeken. Opeenvolgende heelgetalle is daarna vir elk van die opeenvolgende maande toegeken. Berekenings is met behulp van die rekenaarprogram Statistica uitgevoer (Statsoft, 1992).

### 3.4 Resultate en bespreking

#### 3.4.1 Afbraak van atrasiën

Die invloed van pH op die afbraak van atrasiën is belangrik, aangesien die tydperk wat atrasiën in grondwater en water van 'n dam teenwoordig mag wees, beïnvloed sal word deur die chemiese afbraak van atrasiën. Detail inligting oor die afbraak van atrasiën word in Bylae A (Tabel A3) verskaf. Aangesien die oplossings van atrasiën by die verskillende pH-waardes nie gebuffer is teen pH veranderinge nie, het pH veranderinge wel plaasgevind. Dit het veroorsaak dat die afbraak van atrasiën met tyd, soos beïnvloed deur pH, nie bepaal kon word nie. Die invloed van pH op die afbraak van atrasiën kon egter wel geïllustreer word deur atrasiënkonsentrasie teen pH te stip, soos in figuur 3.1 voorgestel.



Figuur 3.1. Die invloed van pH op die afbraak van atrasiën

Uit figuur 3.1 is dit duidelik dat die afname in atrasienskonsentrasie 'n logaritmiëse verband met pH besit. Indien die pH van die water onder die  $pK_a$ -waarde van atrasiën is (Bylae A, Tabel A3), is die meeste reeds binne agt dae gehidroksileer. Indien die pH van die oplossing hoër as sewe is, het min afbraak oor 'n tydperk van 99 dae plaasgevind (Bylae A, Tabel A3).

Hierdie tendense word ondersteun deur bevindings in die literatuur. Aangesien die oplossing nie gebuffer is teen die verandering in pH nie kan die halfleeftyd van atrasiën by verskillende pH-waardes nie bereken word nie. Die invloed van pH op die halfleeftyd van atrasiën in water is volledig beskryf in die literatuur. Armstrong *et al.* (1967:64) het getoon dat die halfleeftyd beïnvloed word deur die pH van die oplossing. Die volgende vergelykings word deur Armstrong *et al.* (1967:64) aangebied om die halfleeftyd (in dae) van atrasiën te bereken:

suur oplossings  $\log t_{1/2} = 0.62\text{pH} - 0.1$

alkaliese oplossings  $\log t_{1/2} = 5.64 - 0.91(\text{pH} - 7)$

Uit hierdie vergelykings is dit duidelik dat atrasiën stabiel is indien die pH van die water neutraal is. Indien die pH van die oplossing naby die  $pK_a$ -waarde van atrasiën is, vind degradasie baie vinnig plaas (ongeveer een dag). Indien die pH van die water 8 is, is die halfleeftyd van atrasiën ongeveer 147 jaar.

### 3.4.2 Beweging van atrasiën onder gekontroleerde toestande

Alhoewel gepoog is om te verseker dat die toestande in die verskillende bakke homogeen is, kon dit nie verwesenlik word nie. Dit het die statistiese verwerking van die data aansienlik bemoeilik. Die hoeveelheid atrasiën wat herwin is vanuit die grond, afloop- en dreineringswater vir die verskillende bakke in die geval van die grond van die vertisol, het van 82 tot 103 persent gewissel. Uitsprake kan dus nie gelewer word oor die dominante vervoermeganisme en die hoeveelheid atrasiën wat onder bepaalde toestande verwyder mag word nie. Sekere verskynsels wat na vore gekom het, word

wel bespreek. In tabel 3.1 word die hoeveelheid atrasiën wat bepaal is in die verskillende bakke, wat monsters van die vertisol bevat, aangedui as persentasie van die atrasiën wat herwin is.

Tabel 3.1. Hoeveelheid atrasiën wat verwyder is in afloop- en dreineringswater van grond van die vertisol, as persentasie van die totale hoeveelheid wat herwin is

Siklus	Monster	Bak 1		Bak 2		Bak 3		Bak 4	
		Afloop	Dreineringswater	Afloop	Dreineringswater	Afloop	Dreineringswater	Afloop	Dreineringswater
1	1		2.1	2.0	0.4	3.5	0.6	4.6	1.0
1	2		8.3	0.4	0.3	3.7	0.8	2.5	0.4
1	3		4.2		0.3				
1	4		2.1						
Totaal*			16.7	2.4	1.0	7.2	1.4	7.1	1.4
2	1	1.7	0.7	2.1	0.3	1.9	0.3	3.0	0.1
2	2		0.9	1.9		1.5		2.1	
2	3		0.5	1.0		0.7		1.2	
2	4			0.2				0.6	
Totaal		1.7	2.1	5.2	0.3	4.1	0.3	6.9	0.1
3	1	0.1	0.4	0.5	0.1	10.4	0.2	0.4	0.2
3	2		0.3	0.2		0.4		0.4	
3	3		0.2	0.1		0.2		0.3	
3	4		0.2	0.1				0.1	
Totaal*		0.1	1.1	0.9	0.1	11.0	0.2	1.2	0.2
Volume water wat opgevang is (l)		12	105.8	80.2	36.5	76	38	91.6	26

\* P = 0.10 vir die verskille in atrasiënkonsentrasie tussen siklus 1 en 2. Bak een uitgesluit.

Gedurende die eerste reën bui het beide afloop en dreineringswater plaasgevind (Tabel 3.1), behalwe in bak 1 (Tabel 3.1) waar geen afloop plaasgevind het nie. Uit tabel 3.1 is dit duidelik dat die grootste gedeelte van die water wat toegedien is, as afloopwater verwyder is, behalwe in die geval van bak 1. Uit tabel 3.1 kan verder afgelei word dat dreineringswater gedurende opvolgende reënbuie afgeneem en afloopwater toegeneem het. Die toename in afloopwater word veroorsaak deur die vermeerdering in volume van 'n vertisol tydens benatting, met die gevolg dat die infiltrasietempo verlaag. Hierdie tendens is verder versterk omdat bewolkte weer verhoed het dat volledige uitdroging van die vertisol kon plaasvind. In die geval van bak 1 het die beweging van water deur middel van dreineringswater steeds dominant gebly, alhoewel afloop gedurende siklusse 2 en 3 ook plaasgevind het vir dieselfde redes as wat hierbo genoem is. 'n Lae brutodigtheid van grond in bak 1 is waarskynlik die rede waarom dreineringswater die belangrikste meganisme vir die beweging van water was. Die hoeveelheid erosie van die bogrond wat plaasgevind het, was nie voldoende vir die bepaling van die hoeveelheid afloop wat saam met hierdie geërodeerde deeltjies vervoer is nie.

Dit is opmerklik dat afloop in die dreineringswater van al vier bakke voorkom, veral as in gedagte gehou word dat die water deur 'n profiel beweeg het wat 60 persent klei (Bylae A, Tabel A1) bevat. Afloop was in al die gevalle in die eerste watermonsters wat geneem is, teenwoordig. Die teenwoordigheid van afloop in die eerste watermonsters is 'n aanduiding dat die snelheid van beweging van 'n gedeelte van die hoeveelheid afloop wat aan die oppervlak toegedien is, afhanklik sal wees van die snelheid waarmee die water beweeg. Die hoeveelheid afloop wat deur die profiel beweeg het, is laer in die geval waar afloop plaasgevind het (maksimum van 1.9 persent - bak 3), as in die geval waar slegs dreineringswater (19.9 persent - bak 1) plaasgevind het (Tabel 3.1). Die vervoer van afloop deur middel van afloop op gronde met 'n lae infiltrasietempo kan dus 'n belangrike vervoermeganisme wees.

Indien die totale hoeveelhede afloop (Tabel 3.1) wat verwyder is in berekening gebring word, is dit duidelik dat die meeste deur afloop verwyder is. 'n Vermindering

in die totale hoeveelheid wat verwyder is, het met verloop van elke reënvalsiklus plaasgevind, behalwe in drie gevalle (bak 2 siklus 2, bak 3 siklus 3 en bak 4 siklus 3), waar die hoeveelheid wat verwyder is, meer was as in die vorige siklus (Tabel 3.1). Daar bestaan 'n betekenisvolle verskil in die hoeveelheid atrasiën wat verwyder is tussen die eerste en die laaste siklus. Die meeste is gedurende die eerste siklus verwyder (Tabel 3.1). Die diepte van beweging van atrasiën in die grond van die vertisol word in tabel 3.2 getoon.

Tabel 3.2. Hoeveelheid atrasiën wat op verskillende dieptes van die grond van die vertisol in die verskillende bakke teenwoordig is, as persentasie van die totale hoeveelheid wat herwin is

Persentasie atrasiën op elke diepte (mm)	Bak			
	1	2	3	4
0 - 50	70.1	88.3	75.8	81.6
50 - 100	7.8	1.3	0.0	1.1
100 - 200	0.4	0.6	0.0	0.5
200 - 300	0.1	0.0	0.0	0.0

Die grootste gedeelte van die atrasiën wat toegedien is, kom aan die oppervlak van die grond in al vier bakke voor (Tabel 3.2). In bak 1, waar die hoogste infiltrasie van water plaasgevind het, het atrasiën ook die verste beweeg. In die geval van die ander bakke, waarin die beweging van water hoofsaaklik as afloop plaasgevind het, was daar 'n drastiese afname in die hoeveelheid atrasiën wat dieper as 50 mm voorgekom het (Tabel 3.2). Atrasiën het voorgekom tot op 'n diepte van 200 mm in die geval van bak 2 en 4 en slegs aan die oppervlak van bak 3 (Tabel 3.2). In die geval van bak 1, waar beweging van water deur die grondprofiel die belangrikste bewegingsmeganisme van

water was, was 'n relatiewe hoë konsentrasie van atrasien nog op 'n diepte van 50 - 100 mm teenwoordig (Tabel 3.2). In al vier bakke het die grootste gedeelte van die toegediende atrasien in die eerste 50 mm van die grond geakkumuleer (Tabel 3.4).

Die volgende aannames word gemaak om 'n aanduiding te kry van die grootte van die soortlike oppervlakte van die kleimineraal, wat betrokke is in die studie van beweging van atrasien in die grond van die vertisol:

- a. Atrasien is eweredig in die boonste 50 mm versprei en die klei is eweredig deur die hele profiel versprei.
- b. Die kleimineralogie van die grond van die vertisol is montmorilloniet (**paragraaf 2.3.4**) met 'n soortlike oppervlakte van  $800 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  (tabel 2.2).
- c. Indien die gemiddelde persentasie van die hoeveelheid atrasien in die boonste 50 mm in bak 2, 3 en 4 bereken word (82 persent), kan die hoeveelheid atrasien wat in die grond voorkom (vanaf die toegediende hoeveelheid bereken), as 107 mg geneem word.

Vanuit die brutodigtheid van die grond (Bylae A, Tabel A1), grootte van die bakke (**paragraaf 3.3.2**) en bogenoemde aannames geld dit dan dat 1 mg atrasien in kontak met 104 g klei is. Die maksimum totale soortlike oppervlakte van hierdie massa klei verteenwoordig  $8.4 \times 10^4 \text{ m}^2$ .

In Tabel 3.3 word die resultate van 'n ondersoek na die beweging van atrasien in grond met 'n lae klei-inhoud gegee. Dieselfde probleme is ondervind as in die geval van die grond van die vertisol. Dus kan geen uitsprake oor die dominante vervoermeganisme en die hoeveelheid atrasien wat verwyder sal word onder soortgelyke toestande in die veld, gemaak word nie. Sekere inligting kan egter wel toegepas word om 'n konsep van die beweging van atrasien in sanderige grond toe te lig.

Tabel 3.3. Hoeveelheid atrasiën wat in afloop- en dreineringswater van grond van die avalonvorm verwyder is, as persentasie van die totale hoeveelheid wat herwin is

Siklus	Monster	Bak 1		Bak 2		Bak 3		Bak 4	
		Afloop	Dreineringswater	Afloop	Dreineringswater	Afloop	Dreineringswater	Afloop	Dreineringswater
1	1	3.2	3.5	0.2	0.1	3.4	0.2	25.7	7.4
1	2								
Totaal		3.2	3.5	0.2	0.1	3.4	0.2	25.7	7.4
2	1	1.1	0.5	0.8	0.6	1.3	0.5		0.9
2	2		0.5		1.3		0.4		3.4
Totaal		1.1	1.0	0.8	1.9	1.3	0.9		4.3
3	1	1.8	1.1	3.2	0.8	0.6	0.6	1.7	7.4
3	2	0.9	0.4	0.4	0.6	0.2	1.5		7.5
Totaal		2.7	1.5	3.6	1.4	0.8	2.1	1.7	14.9
Volume water wat opgevang is (l)		9.2	9.7	9.5	10.8	8.7	11.9	4.5	12.3

Beide afloop en dreinerings van water in die avalonvorm is bewerkstellig; bak 4 is egter 'n uitsondering. Uit tabel 3.3 is dit duidelik dat meer water deur middel van dreinerings uit die profiel verwyder is as deur afloop. Indien in gedagte gehou word dat 'n totaal van 40 liter oor die tydperk van drie weke aan die oppervlak toegedien is, het ongeveer die helfte van die toegediende water nie uit die profiel beweeg nie. Atrasiën is teenwoordig in beide afloop- en dreineringswater (Tabel 3.3). Erosie van die sand was te gering om atrasiën wat saam met die deeltjies vervoer is, te bepaal. In sekere gevalle was die hoeveelheid atrasiën wat deur dreineringswater verwyder is, meer as die hoeveelheid wat deur afloop verwyder is (Tabel 3.3). Die teenwoordigheid van atrasiën

in die eerste watermonsters van die afloop en dreinerings is 'n aanduiding dat die beweging van 'n gedeelte van die atries wat aan die oppervlak toegedien is, afhanklik is van die snelheid van beweging van water oor die oppervlak van die grond.

In tabel 3.4 word die diepte van beweging van atries in die grond van die avalonvorm, getoon.

Tabel 3.4. Hoeveelheid atries wat op verskillende dieptes van die grond van die avalonvorm in die verskillende bakke voorkom, as persentasie van die totale hoeveelheid wat herwin is

Persentasie atries op elke diepte (mm)	Bak			
	1	2	3	4
0 - 50	27.9	10.0	22.1	3.5
50 - 100	23.0	26.3	14.6	0.0
100 - 200	30.9	44.0	30.0	16.5
200 - 300	5.4	11.6	24.5	25.9

Uit tabel 3.4 is dit duidelik dat atries in die hele profiel teenwoordig is behalwe in die geval van bak 4, waar geen atries op 'n diepte van 50 - 100 mm gevind is nie. Die maksimum hoeveelheid atries kom op 'n diepte van 100 - 200 mm voor, behalwe in bak 4, waar die maksimum hoeveelheid op 'n diepte van 200 - 300 mm is. Die feit dat 'n merkbare hoër konsentrasie van atries op 'n gegewe diepte voorkom, is 'n aanduiding daarvan dat atries in 'n front beweeg. Die rede waarom bak 4 van die res verskil, kan waarskynlik aan die vorming van kanale waarlangs die water gedreineer het, toegeskryf word. Die meeste atries wat herwin is, kom dieper as 100 mm in grond voor. Dit is 'n aanduiding dat dreinerings 'n belangrike rol gespeel het in die beweging van atries in die grond van die avalonvorm (Tabel 3.4). Alhoewel atries deur middel van dreineringswater vervoer is, het die grootste gedeelte wat aan die oppervlak toegedien is, nog steeds in die profiel van die avalonvorm voorgekom.

Die volgende aannames word gemaak om 'n aanduiding te kry van die grootte van die soortlike oppervlakte van die kleimineraal, wat betrokke is in die studie van beweging van atrasiën in die grond van die avalonvorm:

- a. Atrasiën en die klei is eweredig deur die hele profiel versprei.
- b. Die kleimineralogie van die grond van die avalonvorm is kaoliniet (**paragraaf 2.3.5**) met 'n soortlike oppervlakte van  $20 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  (tabel 2.2).
- c. Indien die gemiddelde persentasie van die hoeveelheid atrasiën in bak 1, 2 en 3 bereken word (90 persent), kan die hoeveelheid atrasiën wat in die grond voorkom (vanaf die toegediende hoeveelheid bereken), as 50 mg geneem word.

Vanuit die brutodigtheid van die grond (Bylae A, Tabel A1), grootte van die bakke (**paragraaf 3.3.2**) en bogenoemde aannames geld dit dan dat 1 mg atrasiën in kontak met 460 g klei is. Hierdie massa klei verteenwoordig 'n totale soortlike oppervlakte van  $9.1 \times 10^3 \text{ m}^2$ .

Indien die beweging van atrasiën in die twee verskillende tipes gronde met mekaar vergelyk word, is dit duidelik dat daar belangrike ooreenkomste en verskille bestaan:

- a. In albei gronde het die grootste gedeelte van die toegediende atrasiën in die profiel agtergebly.
- b. Atrasiën is teenwoordig in beide die afloop- en dreineringswater van albei gronde.
- c. Atrasiën was teenwoordig in die eerste watermonsters vir beide gronde.
- d. In die geval van die vertisol het 'n groter hoeveelheid water deur die profiel beweeg as in die geval van die sanderige grond.

- e. Die atrasien wat wel uit die profiel van die vertisol verwyder is, is hoofsaaklik deur middel van afloop verwyder. In die geval van die grond van die avalonvorm is ongeveer dieselfde hoeveelheid atrasien deur middel van dreineringswater as met afloop uit die profiel verwyder.
- f. In die geval van die vertisol is die grootste gedeelte van die atrasien wat toegedien is, teenwoordig in die boonste 50 mm van die grondprofiel nadat die grond met 97 liter water in drie siklusse benat is. Die grootste hoeveelheid atrasien het in die sanderige gronde dieper as 100 mm voorgekom met slegs 45 liter water wat oor die totale tydperk gebruik is.
- g. Die soortlike oppervlakte van die klei in die geval van die grond van die vertisol is groter as in die geval van die grond van die avalonvorm, waarmee 1 mg atrasien in kontak is.

Hierdie bevinding is gedeeltelik in ooreenstemming met bevindinge deur ander outeurs. Brejda *et al.* (1988:417) het vir grond met 'n klei-inhoud van 10 persent gevind dat 27 persent van die atrasien wat toegedien is, na vyf dae hoofsaaklik in die boonste 50 mm teenwoordig was, terwyl twee persent op 'n diepte van 50 - 150 mm voorgekom het. Gedurende hierdie tydperk van vyf dae het geen reën voorgekom nie, wat verklaar waarom atrasien aan die oppervlak van die grond teenwoordig was. Weber en Whitacre (1982:581) het in 'n eksperiment wat uitgevoer is in sanderige grond met 'n klei-inhoud van vyf persent, waar onversadigde vloei plaasgevind het, gevind dat 71 persent atrasien in die boonste 50 mm van die grond geakkumuleer het. Slegs 0.1 persent atrasien was in die dreineringswater teenwoordig. Hierdie verskynsel word toegeskryf aan die swak oplosbaarheid van atrasien. Wehtje, Mielke, Leavitt en Schepers (1984:512) het gevind dat atrasien deur die hele grondprofiel teenwoordig was en die laagste konsentrasie is onder in die profiel gevind (1.5 - 1.8 m). Wehtje *et al.* (1984:512) het verder vasgestel dat 'n drastiese verlaging in atrasienkonsentrasie aan die oppervlak in vergelyking met

dié laer in die profiel, voorkom. Burnside, Fenster en Wicks (1963:212) het getoon dat atrasien in natuurlike toestande in vier maande van 76 tot 604 mm in verskillende gronde beweeg het.

Verskeie outeurs het aangedui dat indien atrasien vervoer word, dit hoofsaaklik deur middel van afloop geskied (Wauchope, 1978:467, Frank & Sirons, 1979:236 en Squillace & Thurman, 1992:542). Volgens Wauchope (1978:467) word meer as twee persent van toegediende onkruidodders, met 'n oplosbaarheid hoër as  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ , gedurende die eerste reënbui na toediening deur afloop verwyder. Die verlies aan atrasien as gevolg van afloop is die hoogste op gronde met 'n hoë klei-inhoud (1.55 persent van die toegediende hoeveelheid). Afloop verwyder ook die meeste atrasien uit sanderige gronde (0.33 persent van die toegediende hoeveelheid) (Frank & Sirons, 1979:236).

### 3.4.3 Monitering van grondwater

Gedurende die 1990/1991-seisoen is mielies van 27 November tot 18 Desember, en in die 1991/1992-seisoen van 21 tot 25 November, geplant. Gedurende beide seisoene is Flotrazine, wat  $488 \text{ g l}^{-1}$  atrasien bevat, binne 'n week na planting teen  $2 \text{ l ha}^{-1}$  gespuit. Hierdie gegewens is slegs van toepassing op monsterpunte 1, 4 en 5. Dit kan egter aanvaar word dat plant- en spuitdatums van monsterpunt 2 nie wesenlik sal verskil van bogenoemde datums nie, omdat hierdie monsterpunt op 'n aangrensende plaas geleë is. Atrasien is in die land waarin monsterpunt 3 geleë is, eers twee weke later toegedien.

In tabel 3.5 word die maandelikse reënval en die konsentrasies van atrasien in die verskillende monsterpunte getoon. Monsterpunt 5 (Tabel 3.5) is 'n pan wat laer geleë is as omliggende landerye. Gevolglik het afloop- en dreineringswater daarin versamel.

Tabel 3.5. Atrasienkonsentrasie ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) in die watermonsters van die verskillende monsterpunte

Datum	Reënval (mm)	Monsterpunt 1		Monsterpunt 2		Monsterpunt 3		Monsterpunt 4		Monsterpunt 5	
		Atrasiën	C.V.	Atrasiën	C.V.	Atrasiën	C.V.	Atrasiën	C.V.	Atrasiën	C.V.
Nov.-90	*	< 0.05		< 0.05		< 0.05		< 0.05		< 0.05	
Des.-90	45.0	< 0.05		0.11		0.08		< 0.05		0.09	
Jan.-91	191.5	5.60	2.10	5.60	18.93	3.40	8.82	13.45	5.87	11.10	5.86
Febr.-91	53.0	1.57	29.30	1.37	12.41	7.28	25.0	1.55	56.13	8.50	13.88
Mrt.-91	40.0	#		0.58	37.93	0.99	35.93	0.89	12.36	6.22	24.12
Apr.-91	0.0	0.45	15.60	0.06	16.67	0.08	12.5	0.11	36.36	1.38	15.22
Mei-91	0.0	< 0.05		< 0.05		0.14	7.14	< 0.05		0.90	11.11
Jun.-91	14.0	0.13	7.70	0.09	22.72	0.08	12.50	0.26	3.85	1.10	5.45
Jul.-91	0.0	< 0.05		#		0.24	4.17	#		3.75	2.67
Aug.-91	0.0	< 0.05		#		1.62	1.85	#		3.79	1.06
Sept.-91	20.5	< 0.05		#		< 0.05		#		0.44	2.27
Okt.-91	34.2	0.85	21.18	#		1.08	20.37	2.12		1.56	18.59
Nov.-91	21.5	2.32	21.58	#		< 0.05		0.13		1.59	35.89
Des.-91	38.0	1.49	51.01	#		#		#		4.37	87
Jan.-92	59.5	#		#		#		#		10.23	4.56
Febr.-92	6.8	#		#		#		#		0.71	1.41

# geen water gevind nie, \* syfer nie bekend nie

Gedurende die studie (Desember 1990 tot Februarie 1992) is praktiese probleme ondervind om data in te samel omdat min reën voorgekom het (Tabel 3.5). Die grondwatervlak was soms so laag dat water nie bekombaar was nie. Indien water wel onttrek kon word, het die diepte van die grondwatervlak gewissel van een tot twee meter. Die hoogste konsentrasie van atrasiën gedurende die 1990/1991-seisoen is in Januarie 1991 aangeteken, behalwe in die geval van monsterpunt 3 (Tabel 3.5), omdat atrasiën later toegedien is. Die hoogste konsentrasies atrasiën gedurende die

1990/1991-seisoen het gelyktydig in die pan en in die grondwater voorgekom (Tabel 3.5). Die hoogste konsentrasie atrasien is gedurende November 1991 in monsterpunt 1 en gedurende Januarie 1992 in die pan gemeet (Tabel 3.5).

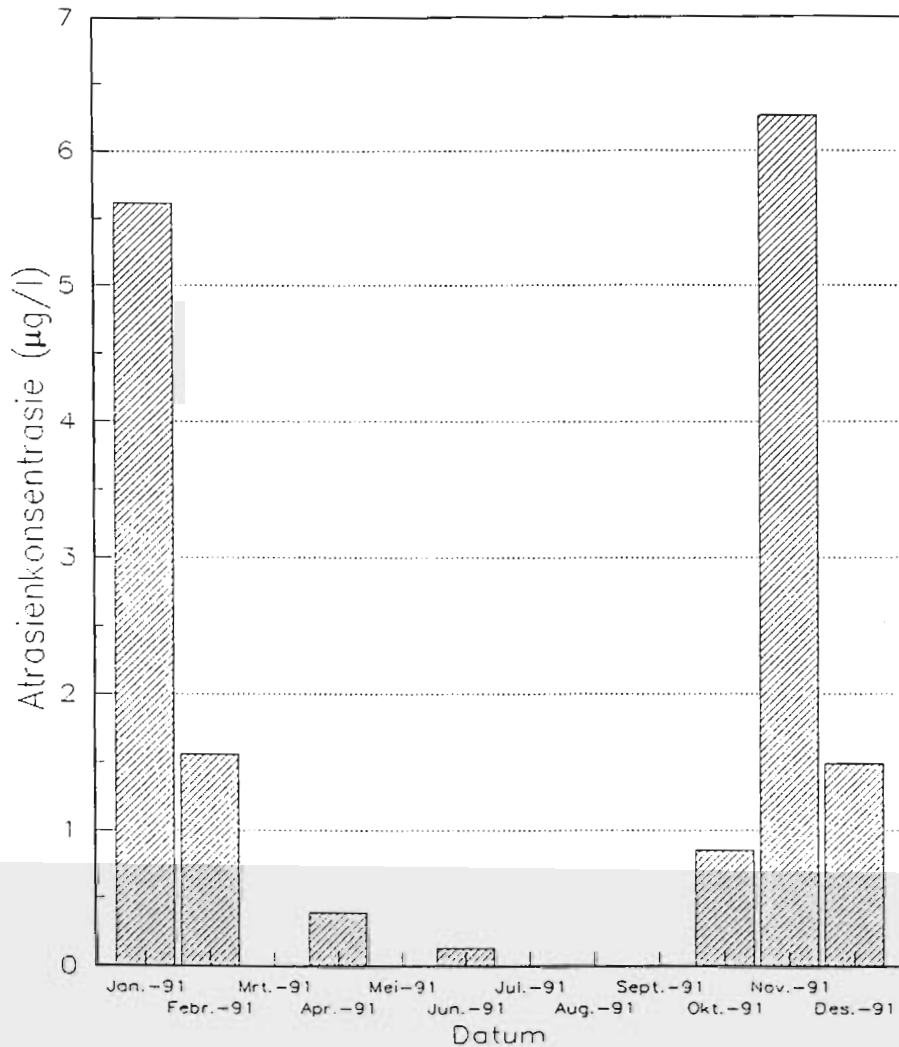
Die atrasienkonsentrasies in die verskillende monsterpunte is gekorreleer met maandelikse reënval (Tabel 3.6).

Tabel 3.6. Korrelasies tussen maandelikse reënval en konsentrasie van atrasien by die verskillende monsterpunte

Monsterpunt	R(x,y)*	p**	n***
1	0.905	0.0001	12
2	0.975	0.0002	7
3	0.889	0.0003	11
4	0.965	0.0004	7
5	0.721	0.0024	15

\* korrelasiekoëffisiënt, \*\* waarskynlikheid van korrelasiekoëffisiënt,  
\*\*\* aantal datapunte

Monsterpunt 2 en 4 korreleer die beste met reënval (Tabel 3.6). Die p-waarde dui op 'n hoogs betekenisvolle korrelasie met maandelikse reënval. Die beweging van atrasien na die grondwater en pan is dus afhanklik van reënval. Aangesien die verskillende monsters van grondwater wat vir atrasien geanaliseer is dieselfde tendens toon (Tabel 3.5), sal die resultate van monsterpunt 1 bespreek (Figuur 3.2) word.

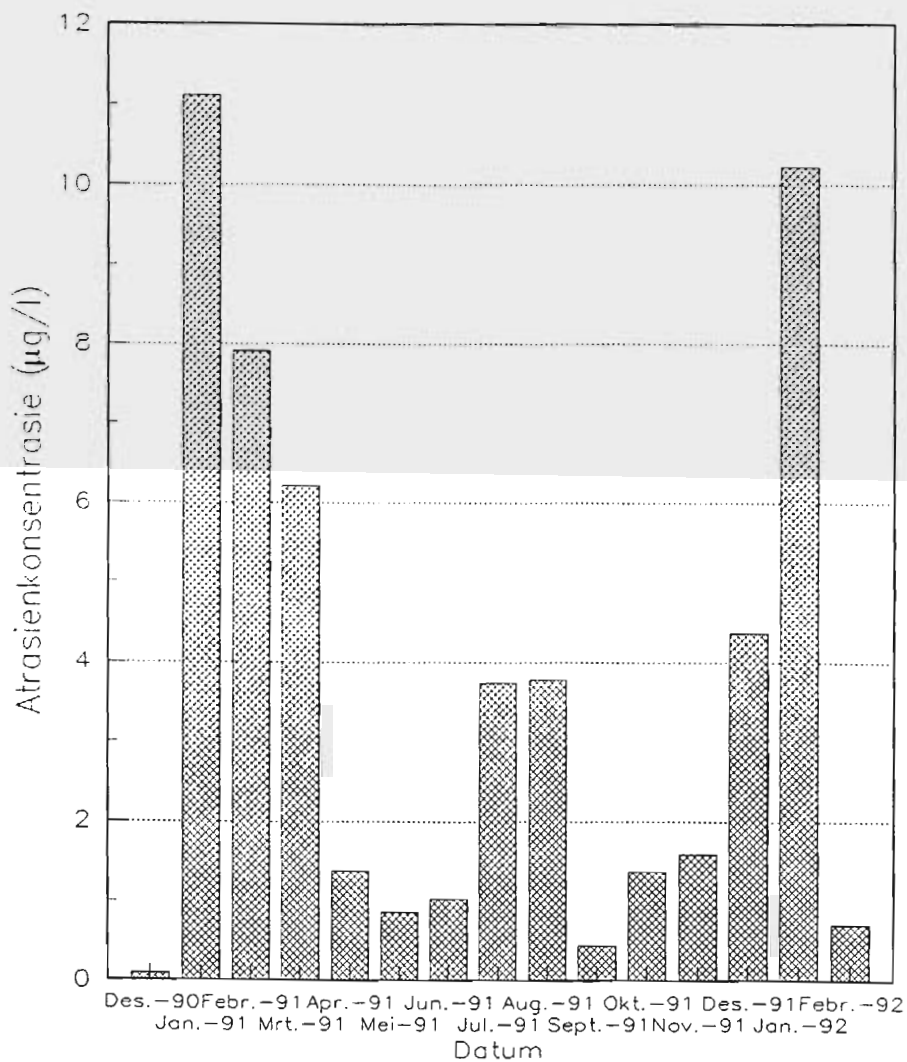


Figuur 3.2. Atrasienkonsentrasie in grondwater van monsterpunt 1

Die tendens van die konsentrasie van atrasiene in monsterpunt 1 is seisoengebode (Figuur 3.2). Die hoogste konsentrasie van atrasiene volg na toediening, met 'n daaropvolgende drastiese verlaging. Daarna vind die vermindering meer geleidelik plaas (Figuur 3.2). Gedurende die seisoen (1990/1991) is die hoogste konsentrasie van atrasiene in die grondwater geassosieer met die maksimum maandelikse reënval (Tabel 3.5). In die 1991/1992-seisoen was atrasiene in monsterpunt 1, 3 en 4 reeds in Oktober 1991 teenwoordig. Dit dui daarop dat oordrag van atrasiene van een seisoen na 'n volgende wel kan plaasvind. Die teenwoordigheid van atrasiene in die grondwater

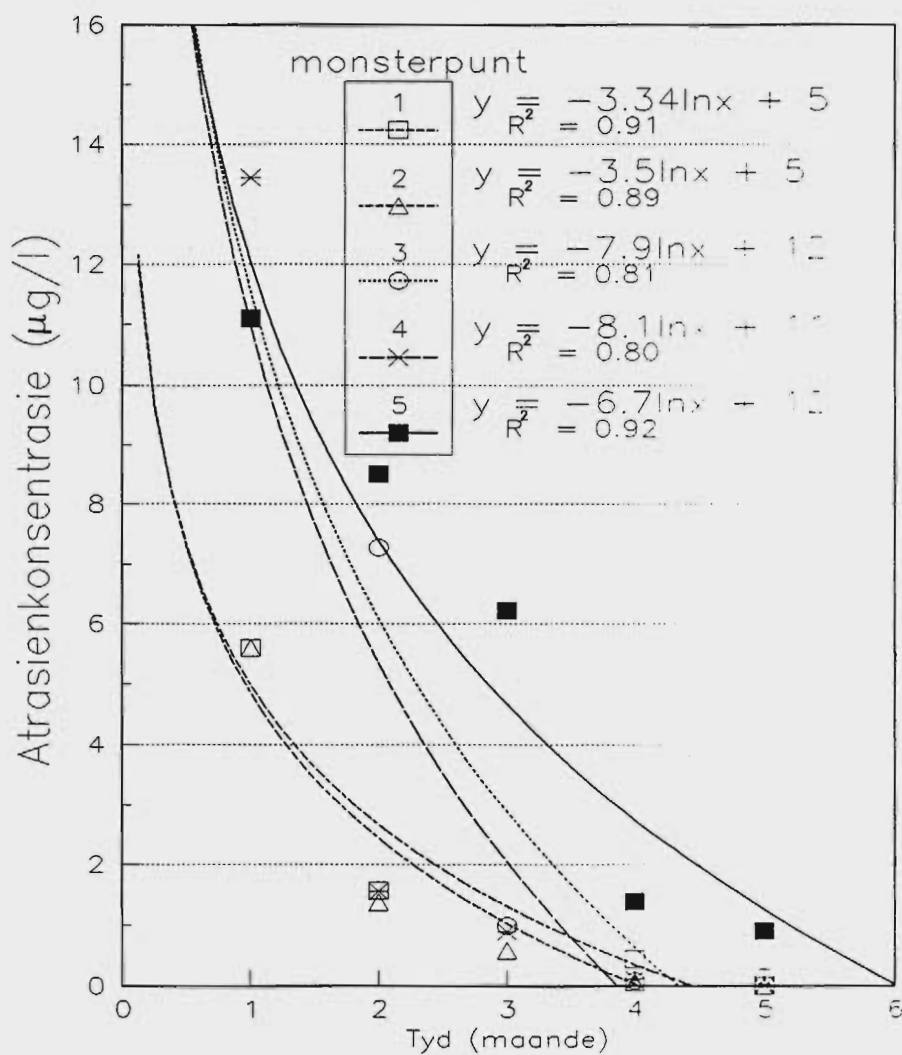
gedurende Oktober 1991 kan toegeskryf word aan reën gedurende September en Oktober 1991 (Tabel 3.5). 'n Toename in die konsentrasie van atrasiën gedurende Julie en Augustus 1991 in monsterpunt 4 en 5 is ooglopend. Hierdie toename in die atrasiënkonsentrasie vir Julie en Augustus kan dus waarskynlik toegeskryf word aan reën wat in Junie 1991 geval het (Tabel 3.5).

In figuur 3.3 word die konsentrasie van atrasiën in die pan aangedui.



Figuur 3.3. Atrasiënkonsentrasie in die water van die pan (monsterpunt 5)

Die konsentrasie van atrasiene in die pan (monsterpunt 5) varieer ook volgens seisoene. Die hoogste konsentrasie kom gedurende Januarie van beide seisoene voor (Figuur 3.2). Die laagste konsentrasie is in Desember 1990 gemeet. Gedurende die 1990/1991-seisoen was daar 'n drastiese toename in die konsentrasie van atrasiene, maar gedurende die 1991/1992-seisoen was die styging geleidelik. Die atrasienekonsentrasie neem geleidelik af gedurende die 1990/1991-seisoen. In die 1991/1992-seisoen is 'n drastiese afname in Februarie merkbaar (Figuur 3.3). In figuur 3.4 word die afname in die konsentrasie van atrasiene in die eerste vyf maande aangedui.



Figuur 3.4. Afname in die konsentrasie van atrasiene in die verskillende monsterpunte

Uit figuur 3.4 is dit duidelik dat die afname in die konsentrasie van die atrasien in die verskillende monsterpunte 'n logaritmiëse verband met tyd besit. Dit wil voorkom asof die konsentrasie van atrasien wat in die grondwater voorkom 'n funksie van afbraak en reënval is, om die volgende redes:

- a. Die afname in die konsentrasie van atrasien besit 'n logaritmiëse verband (Figuur 3.2) wat daarop dui dat afbraak ook 'n rol kan speel in die vermindering in konsentrasie van atrasien. Aangesien die pH van die grondwater en die water in die pan hoofsaaklik alkalies is (Bylae A, Tabel A2), sal die afbraak van atrasien hoofsaaklik deur mikro-organismes plaasvind. Verder is daar 'n afname in die afbraak van atrasien dieper in die profiel (Roeth *et al.*, 1969:204 en Harris *et al.*, 1969:30 en Huang & Frink, 1989:161) en dit kan dus verwag word dat afbraak van atrasien hoofsaaklik aan die oppervlak van die grond sal plaasvind.
- b. Atrasien word na die grondwater en water in die pan vervoer deur middel van dreineringswater, wat afhanklik is van reënval. Aangesien atrasien degradeer aan die oppervlak van die grond en omdat atrasien in 'n front beweeg (Tabel 3.4), sal 'n kleiner hoeveelheid gedurende opeenvolgende reënbuie na die grondwater en water van die pan vervoer word. Atrasien wat uit die oppervlak van die grond dieper in die profiel geloog word, sal kontinu na die grondwater vervoer word aangesien daar 'n afname in die afbraak is soos wat diepte toeneem. Oordraging van atrasien van een seisoen na 'n volgende sal hierdeur bevorder word.

# HOOFSTUK 4

## ATRASIEN IN DAMME

### 4.1 Inleiding

Die teenwoordigheid van atrasiën in natuurlike waterbronne kom progressief onder die soeklig, veral in lande waar atrasiën algemeen gebruik word vir die beheer van onkruid. Uit die resultate wat voortspruit uit **Hoofstuk 3** blyk dit dat atrasiën 'n stabiele verbinding is wat in dreinerings- en afloopwater oor 'n beperkte afstand vervoer kan word. Die vraag ontstaan of 'n moontlikheid bestaan dat atrasiën ook oor groot afstande na opgaardamme vervoer kan word. Indien atrasiën wel in opgaardamme voorkom, is dit noodsaaklik om inligting oor die konsentrasies in die water wat vir huishoudelike doeleindes aangewend word, te bekom.

In die buiteland is die teenwoordigheid van atrasiën in die oppervlakwater goed gedokumenteer. In Switserland is 18 mere vir die teenwoordigheid van verskillende onkruidodders en atrasiën ondersoek. Dit is vasgestel dat atrasiën meer algemeen as die ander onkruidodders teenwoordig is. Konsentrasies van atrasiën wissel van so laag as  $1 \text{ ng l}^{-1}$  in mere wat die hoogste bo seevlak geleë is tot  $460 \text{ ng l}^{-1}$  in gebiede waar atrasiën algemeen gebruik word. In die opvanggebied van die Cedarrivier in Iowa in die V.S.A. is monsters maandeliks (gedurende die plantseisoen weekliks) oor 'n tydperk van twee jaar geneem. Van die 109 monsters wat oor die hele tydperk geneem is, was die konsentrasies van atrasiën in slegs vier monsters laer as die detekselimiet. Die hoogste konsentrasie atrasiën was  $16 \mu\text{g l}^{-1}$  (Squillace & Thurman, 1992:542). Die teenwoordigheid van atrasiën is ook in 'n rivier en meer in Italië gerapporteer (Galassi, Guzzella en Sora, 1989:109). Atrasiën is selfs in reënwater deur verskeie outeurs gerapporteer en konsentrasies van 0.600, 1.5 en  $2.19 \mu\text{g l}^{-1}$  is onderskeidelik gevind deur Buser (1990:1055), Richards, Kramer, Baker en Krieger (1987:130) en Wu (1981:178). In twee van die gevalle is seisoenale tendense vir die teenwoordigheid van atrasiën in die reënwater waargeneem.

Wu (1981:178) het gevind dat atrasien regdeur die jaar in reënwater teenwoordig is. Geen atrasien is in sneeu waargeneem nie (Buser, 1990:1055). Glotfelty, Leech, Jersey en Taylor (1989:549) het egter vasgestel dat atrasien deur winderosie vervoer kan word indien die grond droog is. Die verlies aan atrasien deur winderosie is egter minimaal volgens Glotfelty *et al.* (1989:549). In die R.S.A. het Hassett, Viljoen en Liebenberg (1986:135) atrasien gerapporteer in oppervlakwater in die Oranje-Vrystaat. Die hoogste konsentrasies ( $82.3 \mu\text{g l}^{-1}$ ) is in die omgewing van Balkfontein gevind. Volgens die outeurs het kontaminasie van atrasien in die Noord- en Noordwes-Vrystaat die meeste voorgekom. Die atrasienkonsentrasies in die oppervlakwater van die gebied wat ondersoek is, het gewissel van 3.5 tot  $82.3 \mu\text{g l}^{-1}$ .

## **4.2 Materiaal en metodes**

Die volgende damme in die mielie-produiserende gebied van die R.S.A is tydens hierdie ondersoek gemonitor vir die teenwoordigheid van atrasien (Bylae C): Wentzeldam in die Hartsrivier (Schweizer-Reneke), Bloemhofdam in die Vaalrivier (Bloemhof), Strydomdam in die Valsrivier (Kroonstad), Koppiesdam in die Renosterrivier (Koppies) en Loskopdam in die Olifantsrivier (Middelburg). In die Vaaldam in die Vaalrivier is monsters in twee lokaliteite, naamlik Deneysville en Oranjeville geneem. Grypmonsters is maandeliks op dieselfde plek in elke dam versamel en die konsentrasie van atrasien bepaal. Zuikerboschpompstasie in Vereeniging, waar water uit die Vaaldam ontrek word vir die Witwatersrandgebied, is ook gemonitor vir die teenwoordigheid van atrasien.

### **4.2.1 Bepaling van konsentrasie van atrasien in water**

Watermonsters is in donkergekleurde glasbottels vervoer en by  $20^{\circ}\text{C}$  gestoor. Die watermonsters is binne 'n week na versameling voorberei vir analisering met 'n HPLC. Die monsters is daarna in 'n yskas geberg totdat dit geanaliseer is. Saam met elke groep monsters wat ontleed is vir die teenwoordigheid van atrasien is bekende konsentrasies atrasien in gedeïoniseerde water met behulp van dieselfde analitiese tegniek geanaliseer en die persentasie herwinning bepaal. Die metode wat gebruik is in die

voorbereiding en analisering van watermonsters met behulp van 'n HPLC is deur Ciba Geigy verskaf. Indien die retensietyd van 'n 97 persent suiwer atrasiënoplossing ooreenstem met die retensietyd van 'n watermonster is dit aanvaar dat atrasiën teenwoordig is in die watermonster. Die teenwoordigheid van atrasiën in die verskillende watermonsters van die damme is verder bevestig deur gebruik te maak van verskillende mobiele fases en analitiese kolomme. Aangesien interne metodes nie die teenwoordigheid van atrasiën bo enige twyfel kan bevestig nie, is monsters van al die damme periodiek met behulp van 'n massaspektrofotometer wat gekoppel is aan 'n gaschromatograaf (GC-MS) geanaliseer. Hierdie ondersoek is uitgevoer deur die Departement Biochemie aan die Potschefstroomse Universiteit vir Christelike Hoër Onderwys. Atrasiën is wel positief geïdentifiseer in al die monsters wat met behulp van die GC-MS ondersoek is. Elke analise is vier keer herhaal, waarna die gemiddeld en die C.V. bereken is. Die korrelasie koëffisiënt van die logaritmiëse afname in die konsentrasie atrasiën is bereken net soos in die geval van die grondwater.

'n Minimum van 31 punte is willekeurig in Loskopdam gekies en die konsentrasie van atrasiën is bepaal. Die minimum, maksimum, gemiddeld, standaardfout en -afwyking is bereken om te bepaal of atrasiën homogeen in die dam versprei is. Statistiese ontleding is met Statistica (Statsoft, 1992) uitgevoer. Die beraamde atrasiënverbruik in die opvanggebied van Loskopdam is deur Sanachem verskaf (Tabel 4.2) en daar is gepoog om 'n massabalans vir atrasiën in die opvanggebied op te stel.

#### **4.2.2 Korrelasies van atrasiën met ander veranderlikes**

Data van die chemiese samestelling van water in die verskillende damme is met die uitsondering van Wentzel- en Strydomdam, waarvoor geen data beskikbaar was nie, beskikbaar gestel deur die Departement van Waterwese.

Konsentrasies van atrasiën in die verskillende damme is statisties gekorreleer met ander chemiese data van elke dam. In die geval van ontbrekende data is die ooreenstemmende konsentrasie van atrasiën ook nie gebruik om die veranderlikes met die konsentrasie

van atrasiën te korreleer nie. Die chemiese data is nie volledig nie (Bylae B), omdat die data tot op datum nie deur die Departement van Waterwese versamel of geprosesseer is nie.

Atrasiën is met die volgende veranderlikes gekorreleer:

natrium	nitraat	pH	persentasie stoorkapasiteit
magnesium	fluoor	silika	totale oplosbare soute
kalsium	chloor	kalium	invloei van rivier
ammonium	sulfaat	elektriese geleiding	totale alkaliniteit

### 4.3 Resultate en bespreking

#### 4.3.1 Atrasiën in damwater

Atrasiën is in al die damme wat ondersoek is gevind (Bylae B). Die teenwoordigheid van atrasiën in die damme volg 'n seisoenale tendens wat te wagte is, aangesien atrasiën hoofsaaklik as vooropkoms-onkruidoder gebruik word en dus met die aanvang van die plantseisoen gespuit word. Hierdie bevindings is in ooreenstemming met dié van outeurs soos Buser (1990:1052) en Squillace en Thurman (1992:541). Die hoogste konsentrasie van atrasiën (Bylae B, Tabel B8) kom in die Strydomdam voor, gevolg deur die Bloemhofdam (Bylae B, Tabel B2) en die Vaaldam by Oranjeville (Bylae B, Tabel B4), waar die konsentrasies die tweede hoogste is. Die maksimumkonsentrasie van atrasiën in Wentzeldam (Bylae B, Tabel B7) kom 'n maand later voor as die maksimumkonsentrasie van atrasiën in die ander damme. Die rede hiervoor is waarskynlik omdat Wentzeldam in die Noordkaap geleë is en planttyd dus later is as in gebiede wat verder oos geleë is. Die maksimumkonsentrasie van atrasiën in die verskillende damme kom hoofsaaklik gedurende Januarie en Februarie voor (Bylae B). Die uitsondering is egter die Vaaldam by Deneysville en Oranjeville, waar die konsentrasie van atrasiën in die water 'n maksimum in November 1991 en April 1992 onderskeidelik (Bylae B, Tabel B3 en B4) bereik het. Dit is ook opmerklik dat drastiese verhoging in konsentrasie van atrasiën in die verskillende damme gepaard gaan met

drastiese verhogings in invloed van water. Oordraging van atrasien van een plantseisoen na die volgende het nie in een van die damme plaasgevind nie, alhoewel die pH-waardes van die water van al die damme alkalies is. Die afname in atrasienkonsentrasie gedurende die groeiseisoen van mielies toon 'n logaritmiëse verband met tyd wat daarop dui dat degradasie van atrasien plaasvind, waarskynlik deur mikro-organismes en alge of deur middel van ander chemiese prosesse wat nie afhanklik is van hoë pH-waardes nie.

In tabel 4.1 word die korrelasiekoëffisiënte van die konsentrasies van atrasien met sekere veranderlikes van die Koppies- en Bloemhofdamme gegee. Geen betekenisvolle korrelasie bestaan tussen konsentrasie van atrasien en ander veranderlikes wat in bylae B weergegee is nie. Geen korrelasie bestaan ook tussen konsentrasie van atrasien en veranderlikes in die Vaal- en Loskopdam nie.

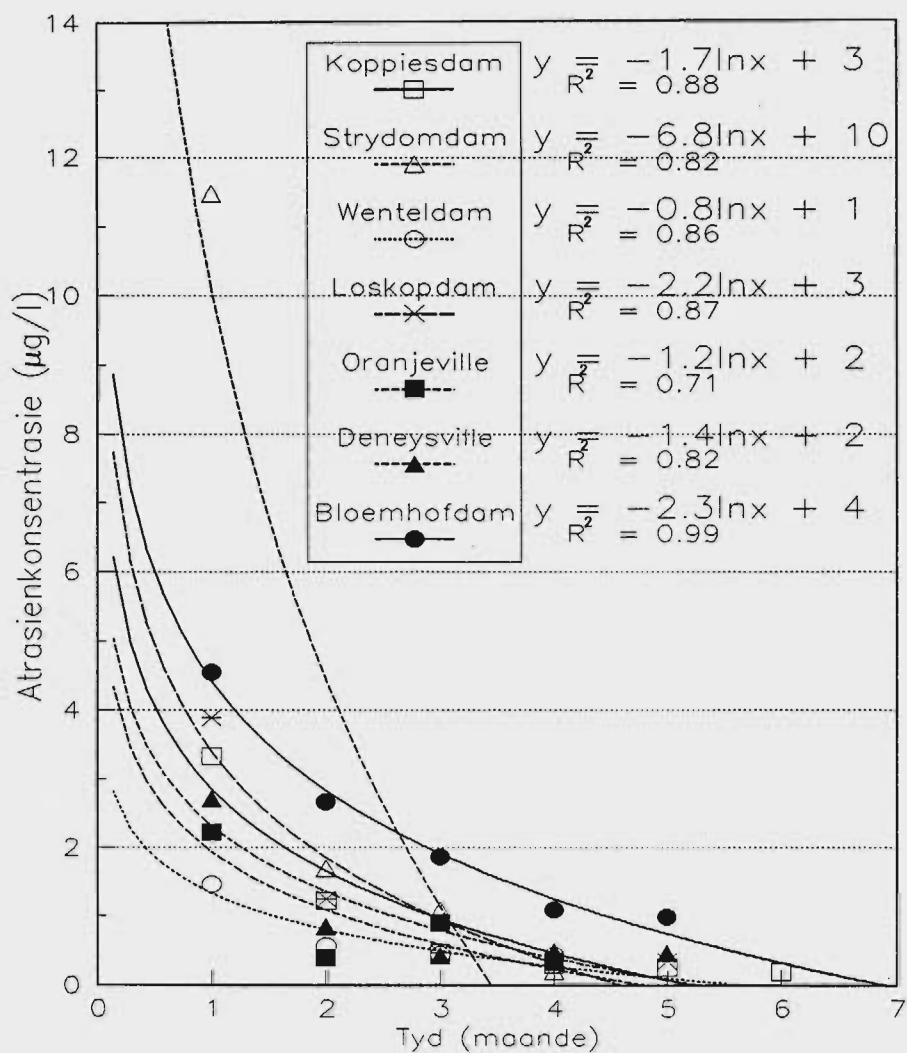
Tabel 4.1. Betekenisvolle korrelasies tussen konsentrasies van atrasien en sekere veranderlikes van water in die Koppies- en Bloemhofdam

Veranderlike	Koppiesdam			Bloemhofdam		
	R(x,y)	p	n	R(x,y)	p	n
Persentasie gevul	-0.82	0.007	13	-0.60	0.030	13
elektriese geleiding	0.69	0.20	8	0.74	0.010	8
kalsium	0.76	0.006	11	#	#	#
natrium	0.70	0.017	8	0.69	0.020	11
magnesium	0.74	0.009	11	0.58	0.060	11
kalium	0.70	0.036	11	0.85	0.001	11
totale oplosbare soute	#	#	#	0.83	0.003	8
totale alkaliniteit	0.68	0.02	11	#	#	#
fluor	#	#	#	0.73	0.001	11
sulfaat	#	#	#	0.80	0.003	11
chloor	0.78	0.010	11	#	#	#

\* korrelasiekoëffisiënt, \*\* waarskynlikheid van korrelasiekoëffisiënt, \*\*\* aantal datapunte, # Geen betekenisvolle korrelasie is gevind nie

Die veranderlikes waarmee konsentrasie van atrasien betekenisvol korreleer, verskil tussen die twee damme (Tabel 4.1). Dit is duidelik dat die konsentrasie van atrasien, in die geval van die Koppies- en Bloemhofdam, negatief korreleer (Tabel 4.1) met die volume water wat die dam bevat. Dit is 'n aanduiding dat die vermindering in konsentrasie van atrasien in die dam ook beïnvloed word deur verdunning. Tydens die begin van die plantseisoen word landerye met anorganiese kunsmisstowwe bemes, gevolglik vind daar 'n toename in sekere katione soos kalsium en kalium in die grond plaas. Hierdie katione is oplosbaar en word deur water vervoer, wat 'n verhoging in die elektriese geleiding van die water teweeg bring. Die seisoenale invloed op die teenwoordigheid van atrasien word dus versterk deur die korrelasie tussen konsentrasie van atrasien in die water en die toename in elektriese geleiding van die water. Hierdie korrelasie dui op 'n moontlike ooreenkoms tussen die vervoermeganisme van sekere soute en dié van atrasien. Die korrelasie tussen konsentrasie van atrasien en die basiese katione (Tabel 4.1) in die water en verhoging met elektriese geleiding verklaar waarskynlik hierdie verskynsel. Die korrelasie met chloor en sulfaat in die Bloemhofdam (Tabel 4.1) dui ook op landbou-aktiwiteit aangesien bemestingstowwe soos gips, superfosfaat, kaliumchloried en ander mengsels, chloor en sulfaat bevat. In Loskopdam is daar geen korrelasie gevind (Bylae B, Tabel B10) tussen konsentrasies van atrasien en ander veranderlikes nie. Dit kan waarskynlik aan mynbou-aktiwiteit in die omgewing van Witbank toegeskryf word, wat besoedeling van die Olifantsrivier veroorsaak asook die feit dat min datapunte gebruik kon word vir korrelasie. In die geval van die Vaaldam is die oorsaak van die swak korrelasies (Bylae B, Tabel B10) waarskynlik die gevolg van twee riviere (Wilge- en Vaalrivier), wat verskillende opvanggebiede verteenwoordig, wat na die Vaaldam dreineer. 'n Faktor wat ook 'n bydrae lewer is die feit dat die bolope van die Vaalrivier gebiede dreineer wat groot hoeveelhede vertisols bevat (Harmse & Hattingh, 1985).

In figuur 4.1 word die afname van atrasienkonsentrasie in die verskillende damme met tyd getoon.



Figuur 4.1. Afbraak van atrsien in die verskillende damme

Uit figuur 4.1 is dit duidelik dat die afname in die konsentrasie van atrsien 'n logaritmiëse verband met tyd besit. Hierdie vermindering in konsentrasie is waarskynlik die gevolg van twee redes, naamlik: afbraak van atrsien en verdunning. Aangesien die pH van die water van die verskillende damme alkalies is (Bylae B), vind afbraak hoofsaaklik deur alge en mikro-organismes in die water plaas (**Hoofstuk 3**). In twee van die damme (Tabel 4.1) korreleer die konsentrasie van atrsien met die hoeveelheid water in die dam, wat 'n aanduiding is dat verdunning plaasvind.

Dit is belangrik om vas te stel of die konsentrasies van atrasien wat in die verskillende damme gevind is, verteenwoordigend is vir die hele dam. In tabel 4.2 verskyn die statistiese ontleding van monsters wat willekeurig in Loskopdam geneem is.

Tabel 4.2. Statistiese ontleding van die atrasienkonsentrasie by verskillende monsterpunte in Loskopdam

Datum	n	Minimum $\mu\text{g l}^{-1}$	Maksimum $\mu\text{g l}^{-1}$	Gemiddeld $\mu\text{g l}^{-1}$	Standaard fout	Standaard afwyking
17 Nov	31	0.33	1.58	0.51	0.05	0.29
1 Des	73	< 0.05	2.64	0.22	0.04	0.33
15 Des	48	< 0.05	3.57	0.53	0.085	0.59

Uit die inligting in tabel 4.2 is dit duidelik dat die verspreiding van atrasien in die water van 'n dam nie noodwendig homogeen is nie. Die konsentrasies van atrasien in die watermonsters van die verskillende damme kan dus waarskynlik nie aanvaar word as verteenwoordigend nie. Faktore wat moontlik 'n rol kan speel is temperatuurgradiënte en die invloed van water in die dam.

Gloufely, Taylor, Isensee, Jersey en Glenn (1984:118) het gevind dat van 1.5 kg tot 26 kg atrasien in die Wierivier teenwoordig is, afhangende van die seisoen waartydens die hoeveelheid atrasien bepaal is. Volgens Buser (1990:1054) is 4 000 kg en 3 g onderskeidelik in die Geneva-meer (372 m bokant seëspeel) en Mutt-meer (2446 m bokant seëspeel) teenwoordig. Squillace en Thurman (1992:543) het bereken dat 2 000 kg per jaar in die Cedarrivier teenwoordig is, wat 1.5 persent van die totale hoeveelheid atrasien wat in die dreineringsgebied van hierdie rivier toegedien is, verteenwoordig. In tabel 4.3 word die beraamde gebruik van atrasien oor die afgelope vyf jaar in die opvanggebied van Loskopdam weergegee. Die beraming is gebaseer op die aanname dat 80 persent van die oppervlakte waarop mielies in hierdie gebied aangeplant word, jaarliks met atrasien of atrasien/terbutielasien wat een kilogram

aktiewe bestanddeel per hektaar bevat, behandel word. Dit lewer dus 'n gemiddeld van 243 ton aktiewe bestanddeel per jaar of 'n totale gebruik van 1215 ton aktiewe bestanddeel oor die tydperk van vyf jaar (Louw, 1993b).

Tabel 4.3. Beraamde verbruik van atrasiën in die opvanggebied van Loskopdam

Oppervlakte (ha) met mielies aangeplant				
1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93
328 000	310 000	290 000	311 000	280 000
Beraamde verbruik van atrasiën (kg) op 80% van die oppervlakte van die gebied				
1988/89	1989/90	1990/91	1991/92	1992/93
262 000	248 000	232 000	249 000	224 000

Indien aanvaar word dat die gemiddelde konsentrasie van atrasiën in die dam  $0.52 \mu\text{g l}^{-1}$  en die dam 27 persent (volgens meetplaat by die dam) vol was, dan is 48 kg atrasiën (aktiewe bestanddeel) van die 224 ton atrasiën (Tabel 4.3) wat gebruik is in die dam teenwoordig. Dit verteenwoordig 0.02 persent van die beraamde hoeveelheid atrasiën wat gebruik is. Dit moet egter ingedagte gehou word dat die lae reënval met die gepaardgaande lae invloed moontlik 'n invloed gehad het in die beweging van atrasiën na Loskopdam. Die gemiddelde hoeveelheid atrasiën wat deur koring, katoen en sojaboontjies per plant opgeneem word, is  $577 \mu\text{g}$  (Davis, Gramlich en Funderburk, 1965:253). Die gemiddelde hoeveelheid atrasiën wat in die grond van die avalonvorm en vertisol teenwoordig was nadat die toediening van water gestaak is, is 85 persent (bak 4 van die grond van die avalonvorm word buite rekening gelaat) (Hoofstuk 3). Indien aanvaar word dat 85 persent van die toegediende atrasiën in die opvanggebied van Loskopdam in die grond akkumuleer, verteenwoordig dit 190.4 ton van die beraamde hoeveelheid atrasiën wat gedurende die 1992/1993-seisoen toegedien is. Verder indien aanvaar word dat die gemiddelde plantdigtheid vir die opvanggebied

van Loskopdam 28 000 plante per hektaar is en elke plant absorbeer 577  $\mu\text{g}$  atrasiën, dan word 3.6 ton atrasiën geabsorbeer deur die mielieplante wat in die opvanggebied aangeplant is. Die hoeveelheid atrasiën wat geabsorbeer word, verteenwoordig 1.6 persent van die geraamde toegediende atrasiën gedurende die 1992/1993-seisoen. Uit hierdie aannames kan die teenwoordigheid van 87 persent van die geraamde hoeveelheid atrasiën wat in die 1992/1993-seisoen gebruik is, verklaar word.

### 4.3.2 Atrasiën in drinkwater

Uit die voorafgaande paragrawe is dit duidelik dat atrasiën wel in al die damme aanwesig is. Water in opgaardamme is die belangrikste bron van water vir huishoudelike gebruik in die R.S.A. Dit is dus noodsaaklik om te bepaal of atrasiën tydens die suiweringsproses van hierdie water vir menslike gebruik, verwyder word.

In tabel 4.4 word die konsentrasies van atrasiën in water wat reeds deur die suiweringsproses gegaan het, gegee. Die watermonsters is by die Zuikerboschpompstasie naby Vereeniging geneem. Die pompstasie voorsien drinkwater aan die Witwatersrand.

Tabel 4.4. Atrasiën in die drinkwater by Zuikerboschpompstasie

Datum	Atrasiën $\mu\text{g l}^{-1}$	C.V.	Datum	Atrasiën $\mu\text{g l}^{-1}$	C.V.
Sept.-91	2.70	4.0	Mei-92	0.32	5.7
Okt.-91	2.99	6.7	Jun.-92	< 0.05	
Nov.-91	1.37	7.3	Jul.-92	< 0.05	
Des.-91	1.63	3.1	Aug.-92	< 0.05	
Jan.-92	4.59	1.7	Sept.-92	< 0.05	
Febr.-92	< 0.05		Okt.-92	< 0.05	
Mrt.-92	0.53	9.4	Nov.-92	1.78	7.1
Apr.-92	2.29	13.1			

Uit tabel 4.4 is dit duidelik dat atrasien wel in die water wat vir menslike gebruik aangewend word, teenwoordig is. Atrasien is ook positief in die drinkwater geïdentifiseer met behulp van GC-MS. Die suiweringsproses wat gebruik word, is dus nie voldoende om atrasien uit die water te verwyder nie. Atrasien is in nege van die 15 monsters wat op verskillende datums (Tabel 4.4) geneem is, teenwoordig. Indien in gedagte gehou word dat die maksimum konsentrasie van  $2.0 \mu\text{g l}^{-1}$  atrasien in drinkwater as die boonste limiet vanaf 1994 ingestel word (**Hoofstuk 1**), word hierdie waarde vier keer oorskry.

# HOOFSTUK 5

## OPSOMMING EN SINTESE

Uit die ondersoek na die invloed van verskillende kleimineraal op die adsorpsie van atrasiene onder eksperimentele toestande is dit duidelik dat die tipe kleimineraal, die kation waarmee die uitruilingskompleks versadig is en pH van die suspensie adsorpsie van atrasiene die meeste beïnvloed. Elektrolietkonsentrasie van die ewewigsoplossing beïnvloed die pH van die suspensie, wat 'n verhoging in adsorpsie van atrasiene tot gevolg het. Die invloed van temperatuur op adsorpsie van atrasiene is gering (**Hoofstuk 2**).

Uit die literatuur blyk dit dat verkeerde konsepte moontlik bestaan oor die rol van elektrolietkonsentrasie op adsorpsie van atrasiene. In hierdie studie het dit duidelik na vore gekom dat elektrolietkonsentrasie geen direkte invloed op adsorpsie van atrasiene het nie. Die skynbare verhoging in adsorpsie was die gevolg van eksperimentele uitlegte wat daartoe aanleiding gegee het dat die invloed van pH op die adsorpsie van atrasiene in werklikheid die faktor is wat gemete adsorpsie beïnvloed.

Die adsorpsie-energie van atrasiene wat deur natriumversadigde montmorilloniet by 'n pH van 4 tot 5 geadsorbeer is (**paragraaf 2.6.4**), dui daarop dat fisiese binding plaasvind. Hierdie bevinding is in ooreenstemming met spekulasies dat atrasiene as 'n neutrale molekule binne 'n pH-bereik van 4.75 tot 6.45 geadsorbeer word. Indien atrasiene as 'n neutrale molekule geadsorbeer word, sal die permanente lading van die kleimineraal en die swak dipoolmoment van die atrasiene molekule 'n rol in adsorpsie speel. Die feit dat die hoeveelheid atrasiene wat geadsorbeer word afhanklik is van die pH van die suspensie (**paragraaf 2.6.3**), dui daarop dat protonisasie ook 'n rol speel. Indien die pH van die kleisuspensie bokant 4.2 is, word atrasiene waarskynlik aan die oppervlak van die kleimineraal geprotoneer. Oppervlaksuurheid kan in hierdie geval ook 'n belangrike bydrae tot die protonisasie van atrasiene maak. Protonisasie versterk die dipoolmoment

van atrasien wat die vorming van 'n fisiese binding bevoordeel. Atrasien word waarskynlik slegs deur middel van waterstofbindings geadsorbeer indien die pH van die kleisuspensie laag genoeg daal.

Aangesien adsorpsie van atrasien deur verskillende kleiminerale beskryf kan word met behulp van Freundlich se adsorpsie-isoterm (**paragraaf 2.6.2**), bestaan daar voorkeur-adsorpsieposisies vir atrasien. Hierdie voorkeur-posisies word waarskynlik beïnvloed deur die posisie waar die lading in die mineraal gesetel is. Die basale spasiering van kleiminerale met tetraedriese lading (illiet, vermikuliet en beideliet) is kleiner as in die geval van oktaedriese lading (montmorilloniet). In die geval van kaliumversadigde beideliet en montmorilloniet bestaan dus die moontlikheid dat atrasien in die tussenlae van montmorilloniet geadsorbeer word terwyl die basale spasiering van beideliet 'n beperkende rol in die adsorpsie van atrasien in die tussenlae kan speel omdat beideliet tetraedriese lading besit en dus opeenvolgende lae sterker bind. Atrasien word wel in die tussenlae van kaliumversadigde montmorilloniet geadsorbeer soos geverifieer is met behulp van X-straaldiffraktometrie (**paragraaf 2.5.2**), wat daarop dui dat basale spasiering van verskillende kleiminerale wel 'n beperkende rol kan speel in die adsorpsie van atrasien. Dit is belangrik om in gedagte te hou dat die effektiewe grootte van die atrasienmolekule in 'n waterige suspensie heelwat groter kan wees as gevolg van hidrasie. Hierdie hidratering veroorsaak dat die basale spasiering van die tussenlae waarskynlik groter moet wees om atrasien in die tussenlae te adsorbeer as die basale spasiering wat gedurende hierdie studie gemeet is omdat die monster onder 'n vakuum gedroog is. Verder beïnvloed ladingsdigtheid van montmorilloniet ook die adsorpsie van atrasien, soos in die literatuur gevind is. Atrasien word in voorkeur geadsorbeer deur montmorilloniet met 'n lae ladingsdigtheid, terwyl daar ook geen korrelasie tussen die hoeveelheid tetraedriese lading van montmorilloniet en adsorpsie van atrasien bestaan nie.

Soortlike oppervlakte en die tipe geadsorbeerde kation beïnvloed die adsorpsie van atrasien aangesien hierdie twee veranderlikes die hoeveelheid voorkeur-adsorpsieposisies wat beskikbaar is, bepaal. Die meeste atrasien word deur kalium- en natriumversadigde

montmorilloniet geadsorbeer, terwyl die hoeveelheid atrasien wat geadsorbeer word indien montmorilloniet kalsiumversadig is, drasties verlaag (**paragraaf 2.6.1**). Hierdie bevinding is waarskynlik as gevolg van 'n verlaging in die basale spasiëring nadat die kleimineraal kalsiumversadig is. In die literatuur bestaan daar teenstrydighede oor die adsorpsie van atrasien deur kalsiumversadigde smektiet. Hierdie teenstrydighede ontstaan waarskynlik omdat al die outeurs nie die endlid van die smektietgroep gerapporteer het nie en dus is die interpretasie ten opsigte van voorkeur-adsorpsieposisies bemoelijk. 'n Verdere moontlike rede is dat ladingsdigtheid ook die adsorpsie van atrasien beïnvloed soos in die vorige paragraaf aangedui.

Die 2:1 tipe kleiminerale besit permanente lading en siloksaanoppervlakke wat as 'n Lewisbasis sal reageer. Die lae pH-waardes waarby die adsorpsiestudies uitgevoer is, het veroorsaak dat protone wel aan die siloksaanoppervlak beskikbaar was vir protonisasie van atrasien. Die adsorpsie van atrasien deur illiet by lae pH-waardes is in die literatuur gerapporteer. Hierdie adsorpsie vind moontlik in verweerde wigsones van illiet plaas, waar hierdie wigsones uit vermikuliet of selfs uit beideliet en montmorilloniet kan bestaan. Adsorpsie kan ook aan die eksterne oppervlak van illiet plaasvind waar die siloksaanoppervlak geprotoneer is as gevolg van die lae pH-waarde van die suspensie. Die feit dat die monster wat uit 'n mengsel van illiet en vermikuliet wat gedurende hierdie studie gebruik is geen adsorpsie getoon het nie, kan moontlik toegeskryf word aan die feit dat die fraksie kleiner as  $2\ \mu\text{m}$  nie gebruik is in die adsorpsiestudie nie. Gevolglik is die soortlike oppervlakte kleiner, wat die adsorpsie beïnvloed het. 'n Verdere rede is omdat illiet en vermikuliet hoofsaaklik tetraedriese lading besit en dus nie die adsorpsie van atrasien bevoordeel nie (soos reeds bespreek). Adsorpsie deur 2:1 kleiminerale word dus waarskynlik beperk deur 'n kombinasie van die volgende: soortlike oppervlakte, basale spasiëring, pH van die suspensie, ladingsdigtheid en posisie van die lading.

Hidroksieloppervlakke (**paragraaf 2.4**), soos in die geval van die ysteroksiedes en kaoliniet, besit die potensiaal om atrasien te adsorbeer aangesien hierdie tipe oppervlakke meer reaktief is as siloksaanoppervlakke. Alhoewel hidroksieloppervlakke en gebreekte

kristalrande van kaolinite pH-afhanklike lading besit, is geen adsorpsie waargeneem by lae pH-waardes nie. Die rede hiervoor kan deur die lae soortlike oppervlakte van kaolinite verklaar word, veral as in gedagte gehou word dat die geadsorbeerde atrasien slegs 0.245 persent van die soortlike oppervlakte van 'n natriumversadigde montmorilloniet beslaan. Die soortlike oppervlakte van die kleiner as  $2\ \mu\text{m}$  fraksie van kaolinite is 40 keer (Tabel 2.2) kleiner as dié van die kleiner as  $2\ \mu\text{m}$  fraksie van montmorilloniet en dit was dus nie moontlik om adsorpsie met behulp van die metode wat gedurende hierdie studie gebruik is, waar te neem nie.

Omdat die isoëlektriese punt van die oksiedes hoër as sewe is en die studie by 'n pH van 4 tot 5 uitgevoer is, is die hidroksieloppervlakte geprotoneer. Nogtans is tydens "normale"<sup>1</sup> toestande geen adsorpsie deur die ysteroksiedes waargeneem nie. Die lae soortlike oppervlakte (Tabel 2.2) van die oksiedes, verklaar moontlik hierdie bevinding. Die rede waarom die ysteroksiedes onder "gunstige"<sup>2</sup> toestande meetbare hoeveelhede atrasien adsorbeer en kaolinite nie, kan waarskynlik toegeskryf word aan die vorming van waterstofbindings van atrasien met die hidroksieloppervlakte asook die soortlike oppervlakte van die oksiedes wat tot drie keer (Tabel 2.2) groter is as die van kaolinite. In die literatuur is gerapporteer dat kompleksvorming van atrasien met kaolinite en die ysteroksiedes moontlik kan plaasvind (paragraaf 2.2.4). Die vorming van komplekse is onafhanklik van pH. Indien kompleksvorming van atrasien met die ysteroksiedes sou plaasvind, kan dit dus verwag word dat atrasien tydens "normale" toestande ook geadsorbeer moet word. Die rede waarom geen adsorpsie van atrasien tydens "normale" toestande waargeneem is nie terwyl adsorpsie van atrasien deur 'n grond wat kaolinite en ysteroksiedes bevat, wel plaasvind, kan waarskynlik toegeskryf word aan die groter volume grond (potproewe) wat in die literatuur gerapporteer is vir die gebruik van die adsorpsiestudie.

---

1 kyk p. 29

2 kyk p. 30

Vir die adsorpsie van atrasien deur verskillende kleiminerale onder veldtoestande kan die volgende veralgemenings gemaak word: Smektiet kom gewoonlik in minder verweerde gronde met hoë klei-inhoud soos litomorfe of topomorfe vertisols voor. Die dominante kation op die uitruilingskompleks van hierdie gronde is dikwels kalsium. Die pH is gewoonlik alkalies, wat nie die adsorpsie van atrasien bevoordeel nie. Verweerde grond in goedgedreineerde posisies in die landskap met 'n lae klei-inhoud besit gewoonlik 'n pH wat laer is as die gronde van die vertisols, maar die tipe kleimineraal is gewoonlik kaoliniet. Uit hierdie veralgemenings is dit dan ook duidelik dat kleimineralogie 'n beperkte rol speel in die adsorpsie van atrasien. Die feit dat die Freundlich-isoterm die adsorpsie van atrasien beskryf, impliseer verder dat die hoeveelheid atrasien wat geadsorbeer word afhanklik is van die aanvanklike konsentrasie van atrasien. Die adsorpsie van al die atrasien in die grondoplossing sal dus nie sonder meer onder veldtoestande plaasvind nie. Daar is dus wel atrasien in oplossing wat deur water vervoer kan word. Die swak bindingsenergie van atrasien is 'n verdere aanduiding dat atrasien wel in die grond vervoer kan word deur water. Die teenwoordigheid van atrasien in beide dreinerings- en afloopwater (**paragraaf 3.4.2**) bevestig hierdie aanname. 'n Gedeelte van die toegediende atrasien aan die oppervlak van grond word dus deur water uit die grondprofiel verwyder. Dit kan aanleiding gee tot kontaminasie en besoedeling van waterbronne.

Tydens die studie van beweging van atrasien, waar van 'n reënvalsimuleerder gebruik gemaak is, is vasgestel dat die meerderheid van die toegediende atrasien nie uit grondprofiel verwyder word nie. Die gedeelte wat wel uit die profiel van die grond van die vertisol verwyder is, is hoofsaaklik deur afloopwater verwyder. Die gevolgtrekking is in ooreenstemming met bevindings in die literatuur. In die geval van die sanderige grond kom atrasien deur die hele profiel voor met die meeste atrasien wat op 'n diepte van 100 tot 200 mm geakkumuleer het (**paragraaf 3.4.2**). In teenstelling hiermee het die atrasien in die boonste 50 mm van die vertisol voorgekom, alhoewel meer water deur die profiel beweeg het. Indien die grootte van die soortlike oppervlaktes (**paragraaf 3.3.2**) waarmee atrasien in die grond van die vertisol en avalonvorm in aanraking was in aggeneem word, wil dit voorkom asof kleimineralogie wel 'n belangrike rol in die adsorpsie van atrasien

kan speel. Hierdie adsorpsie sal dan retensie van beweging van atrasien veroorsaak. Die volgende bevindings uit die laboratoriumstudie waar die adsorpsie van atrasien deur verskillende kleiminerale gekarakteriseer is, dui egter op die teenoorgestelde.

- a. In die natuur is die grond van die vertisol hoofsaaklik met kalsium of magnesium versadig (Bylae A, Tabel A1). In die laboratorium was daar 'n drastiese afname in die adsorpsie van atrasien deur kalsium- en magnesiumversadigde montmorilloniet (**paragraaf 2.6.1**).
- b. Tydens die laboratoriumstudie is geen adsorpsie van atrasien verkry deur kaliumversadigde montmorilloniet indien die pH van die suspensie 7.5 was nie (**paragraaf 2.6.3**), terwyl die pH van die natuurlike vertisol 8.1 was (Bylae A, Tabel A1).
- c. Die KUK per kilogram klei van die vertisol (Bylae A, Tabel A1), dui daarop dat die kleimineralogie nie slegs uit suiwer montmorilloniet bestaan nie.

Die feit dat atrasien in die vertisol nie so geredelik beweeg soos in die geval van die grond van die avalonvorm nie, is waarskynlik omdat die grond van die avalonvorm 0.42 en die grond van die vertisol 2.96 persent organiese materiaal bevat (Bylae A, Tabel A1). In die literatuur kom dit algemeen voor dat die inhoud van organiese materiaal die belangrikste invloed op die aktiwiteit en beweging van atrasien uitoefen.

Die rol van klei-inhoud op die fisiese beperking van beweging van water deur 'n profiel moet egter nie onderskat word nie. Die feit dat meer atrasien deur afloopwater in die geval van die grond van die vertisol verwyder is, terwyl afloop- en dreineringswater byna eweveel atrasien in die geval van die grond van die avalonvorm verwyder het, dui daarop dat fisiese faktore 'n rol speel in die beweging van water en dus die beweging van atrasien beïnvloed. Hierdie tendens is versterk deur die feit dat afloop van water toegeneem het met opeenvolgende siklusse in die grond van die vertisol (**paragraaf 3.3.2**).

Verskeie outeurs het gevind dat afloop die belangrikste vervoermeganisme van atrasien is. In die literatuur word gerapporteer dat meer as twee persent van die toegediende hoeveelheid van 'n onkruidododer binne twee weke na toediening deur afloopwater verwyder word. Stortbuie kom algemeen in die Hoëveld voor, dit kan dus verwag word dat afloopwater 'n belangrik rol sal speel in die vervoer van atrasien. Afloop word beïnvloed deur die fisiese eienskappe van grond en intensiteit van reënval. Indien die infiltrasietempo van 'n grond laag is as gevolg van hoë klei-inhoud, vorming van korste of as gevolg van kompaksie, sal afloop die belangrikste vervoermeganisme van atrasien wees. Hierdie meganisme van vervoer kan in omvang toeneem in kleigronde indien die grond nat is en plaaterosie plaasvind, omdat die meeste atrasien nie dieper as die boonste 50 mm in die grond van die vertisol beweeg het nie. 'n Kenmerk van 'n vertisol is die vorming van krake indien die grond droog is. Indien water tot die grond toegevoeg word sal atrasien in die krake afbeweeg, soos gevind in die literatuur waar die voorkoms van atrasien in 'n profiel van 'n grond van 'n vertisol geassosieer is met krake in die profiel. Indien genoeg water by die grond gevoeg word sal die krake toeswel en afloop van water sal dan weer in belangrikheid toeneem. In beter gedreineerde gronde sal afloop 'n belangrike bydrae tot vervoer van atrasien lewer as die tempo waarteen water toegedien word of die intensiteit van reënval die infiltrasietempo oorskry. Die tydperk wat verloop vanaf toediening van atrasien tot subsekwente watertoediening of reën sal ook 'n rol speel.

Die vervoer van atrasien deur dreineringswater is ook 'n belangrike meganisme en word bevestig deur die teenwoordigheid van atrasien dieper in die profiel van die grond van die avalonvorm en in die grondwater naby Viljoenskroon. Alhoewel elektrolietkonsentrasie nie 'n direkte invloed gehad het op die adsorpsie van atrasien nie, kan die pH van die grond tydens bemesting styg of daal afhangende van die tipe bemesting. Indien die pH styg veroorsaak dit dat atrasien beskerm word teen chemiese afbraak met die gevolg dat atrasien oor 'n langer tydperk beskikbaar is vir vervoer na waterreservoirs.

Die teenwoordigheid van atrasien in die grondwater en water van 'n pan wat tydens die studie ondersoek is, kan soos volg verklaar word:

In dié studie korreleer konsentrasie van atrasien in grondwater en water van die pan met maandelikse reënval (**paragraaf 3.4.3**) wat daarop dui dat die hoeveelheid water wat toegedien word 'n invloed uitoefen op beweging van atrasien. Aangesien die pH van die grondwater en van die water in die pan hoër as sewe is en ook omdat dreineringswater op sanderige gronde plaasvind sodat atrasien dieper in die profiel beweeg, word atrasien teen chemiese en mikro-biologiese afbraak beskerm. Hierdie beskerming van atrasien teen afbraak is waarskynlik die rede waarom oordraging van atrasien van een seisoen na 'n volgende plaasvind (**Hoofstuk 3**, Bylae A, Tabel A3).

Tydens die studie met die reënvalsimuleerder (grond van die avalonvorm) is atrasien deur beide afloop- en dreineringswater vervoer (**paragraaf 3.4.2**). Die aanname kan dus gemaak word dat atrasien ook in die Viljoenskroonomgewing (bogenoemde grond is van Viljoenskroonomgewing verkry) deur beide afloop- en dreineringswater na die pan vervoer kan word. Alhoewel verwag kan word dat vervoer van atrasien deur middel van dreineringswater stadiger sal plaasvind as in die geval van afloop, sal beskerming van atrasien teen afbraak veroorsaak dat atrasien wel na waterreservoirs vervoer kan word.

Die drastiese toename in die konsentrasie van atrasien in die grondwater aan die begin van die seisoen is waarskynlik 'n gevolg van die beweging van atrasien in 'n front soos gevind tydens die studie met behulp van die reënvalsimuleerder vir die grond van die avalonvorm. Afloop sal ook drastiese verhoging in die konsentrasie van atrasien in die water van die pan veroorsaak indien afloop plaasgevind het.

Die afname in die konsentrasie van atrasien in die grondwater en water van die pan korreleer logaritmes met tyd (**paragraaf 3.4.3**). Dit dui daarop dat afbraak en verdunning van atrasien wel plaasvind. Die meeste atrasien, soos reeds bespreek, word dus eenmalig na die grondwater oorgedra. Die atrasien word dan waarskynlik verder in die grondwater versprei deur diffusie, wat 'n stadiger proses is as massavloei. Atrasien word hoofsaaklik aan die oppervlak van die grond afgebreek waar daar beter deurlugting en hoër temperature is. Opvolgende aanvulling van grondwater deur water met laer konsentrasies van atrasien veroorsaak verdere verdunning.

Atrasien is teenwoordig in al die damme wat ondersoek is. Die teenwoordigheid van atrasien in die water van verskillende damme volg omdat atrasien 'n stabiele molekule (**Hoofstuk 3**) is en wel deur water op verskillende wyses vervoer word.

Die konsentrasies van atrasien in die water van die verskillende damme toon dieselfde tendense as dié in grondwater en water in die pan wat ondersoek is, naamlik:

- a. In beide gevalle bestaan 'n seisoenale tendens. Die maksimum konsentrasie van atrasien kom aan die begin van die seisoen voor.
- b. Verhoging in die konsentrasie van atrasien in die grondwater en water van die pan korreleer met reënval, terwyl die drastiese toename in konsentrasie van atrasien gepaard gaan met drastiese toenames in invloei van water in die verskillende damme. Die toename aan die begin van die seisoen kan waarskynlik toegeskryf word aan vervoer van atrasien deur dreinerings- en afloopwater en die feit dat afbraak nog nie 'n dominante rol begin speel het nie.
- c. Die pH van grondwater en water van die pan en damme is hoër as sewe.
- d. Die vermindering in konsentrasie van atrasien volg 'n logaritmiese verband met tyd.

Hierdie verwantskappe dui daarop dat die meganisme van vervoer en vermindering in konsentrasie van atrasien in die geval van die grondwater en water van die pan waarskynlik dieselfde is as in die geval van die verskillende damme.

Soos reeds genoem besit die afname in die konsentrasie van atrasien 'n logaritmiese verband met tyd. Die teenwoordigheid van atrasien in die water van die Bloemhof- en Koppiesdam korreleer met sekere veranderlikes. Die afname in die konsentrasie van atrasien word verklaar deur die negatiewe korrelasie met die volume water in die dam, wat op verdunning dui. Verdunning is waarskynlik nie die enigste rede vir die afname in die konsentrasie van atrasien nie, aangesien atrasien opgeneem word deur alge en mikro-organismes (**Hoofstuk 1**) wat afbraak tot gevolg het. Die feit dat geen oordraging

van atrasien van een seisoen na 'n volgende plaasvind nie, is ook 'n aanduiding dat afbraak van atrasien wel plaasvind. Chemiese afbraak speel waarskynlik nie 'n rol nie aangesien die pH van die water van die verskillende damme alkalies is (**Bylae B**).

Dit is ook duidelik dat atrasien nie homogeen verspreid is in die water van Loskopdam nie, wat moontlik impliseer dat die waardes van die konsentrasie van atrasien vir die verskillende damme nie verteenwoordigend is nie. Die hoeveelheid atrasien wat in Loskopdam versamel het, verteenwoordig slegs 'n klein persentasie van die hoeveelheid atrasien wat in die opvanggebied toegedien is. Hierdie bevindings is in ooreenstemming daarmee dat die grootste gedeelte van die atrasien in die grond akkumuleer soos gevind in **Hoofstuk 3**.

Die teenwoordigheid van atrasien in die water van die damme gee daartoe aanleiding dat atrasien in die water wat gebruik word vir huishoudelike doeleindes, teenwoordig is. Dit is duidelik dat die metode wat gebruik word vir die suiwing van water nie voldoende is om atrasien te verwyder nie. Konsentrasies van atrasien wat hoër is as die riglyn, wat vanaf 1994 geldig sal wees, is in die drinkwater gevind.

## LITERATUUR

- ANONIEM. 1987. Atrazine documentation, Ciba Geigy Agricultural Division :40 p., August.
- ARMSTRONG, D.E. & CHESTER, G. 1968. Adsorption catalyzed chemical hydrolysis of atrazine. *Environmental Science and Technology*, 2:683-689.
- ARMSTRONG, D.E., CHESTER, G. & HARRIS, R.F. 1967. Atrazine hydrolysis in soil. *Soil Science Society of America Proceedings*, 31:61-66.
- ATKINS, P.W. 1986. Physical chemistry. 3rd ed. New York : Oxford University Press. 856 p.
- BAILEY, G.W. & WHITE, J.L. 1970. Factors influencing the adsorption, desorption and movement of pesticides in soil. *Residue Reviews*, 32:30-87.
- BAILEY, G.W., WHITE, J.L. & ROTHBERG, T. 1968. Adsorption of organic herbicides by montmorillonite: Role of pH and chemical character of adsorbate. *Soil Science Society of America Proceedings*, 32:222-234.
- BASSETT, J., DENNEY, R.C., JEFFERY, G.H. & MENDHAM, J. 1978. Vogel's: Textbook of quantitative inorganic analysis. 4th ed. London : Longman Scientific & Technical. 925 p.
- BEST, J.A. & WEBER, J.B. 1974. Disappearance of s-triazines as affected by soil pH using a balance-sheet approach. *Weed Science*, 22:354-373.
- BIGGAR, J.W. & CHEUNG, M.W. 1973. Adsorption of picloram (4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid) on Panoche, Ephrata, and Palouse soils: A thermodynamic approach to the adsorption mechanism. *Soil Science Society of America Proceedings*, 37:863-868.
- BLOEM, A.A. 1992. Kriteria vir die aanpassing van die ontwerp en bestuur van oorhoofse besproeiingstelsel by die infiltreerbaarheid van gronde. Pretoria : Universiteit van Pretoria. (Verhandeling M.Sc.) 117 p.

- BORCHARDT, G. 1989. Smectites. p. 675-718 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 1244 p.
- BORGGAARD, O.K. & STREIBIG, J.C. 1988. Atrazine adsorption by some soil samples in relation to their constituents. *Acta Agricultural Scandinavia*, 38:293-301.
- BOWLES, J.E. 1986. Engineering properties of soils and their measurement. 3rd ed. New York : McGraw-Hill Book Company. 218 p.
- BREJDA, J.J., SHEA, P.J., MOSER, L.E. & WALLER, S.S. 1988. Atrazine dissipation and off-plot movement in a Nebraska sandhills subirrigated meadow. *Journal of Range Management*, 41:416-420.
- BROWN, G. & BRINDLEY, G.W. 1984. X-ray diffraction procedures for clay mineral identification. p. 305-361 in BRINDLEY, G.W. & BROWN, G., eds. Crystal structures of clay minerals and their x-ray identification. London : Spottiswoode Ballantyne Ltd. 495 p.
- BURNSIDE, O.C., FENSTER, C.R. & WICKS, G.A. 1963. Dissipation and leaching of monuron, simazine and atrazine in Nebraska. *Weeds*, 11:209-213.
- BUSER H.R. 1990. Atrazine and other s-triazine herbicides in lakes and in rain in Switzerland. *Environmental Science Technology*, 24:1049-1058.
- CLAY, M., ALLMARAS, R.R., KOSKINEN, W.C. & WYSE, D.L. 1988. Desorption of atrazine and cyanazine from soil. *Journal of Environmental Quality*, 17:719-723.
- CRUZ, M., WHITE, J.L. & RUSSELL, J.D. 1968. Montmorillonite - s-triazine interactions. *Israel Journal of Chemistry*, 6:315-323.
- DAO, T.H. & LAVY, T.H. 1978. Atrazine adsorption on soil as influenced by temperature, moisture content and electrolyte concentrations. *Weed Science*, 26:303-308.
- DAO, T.H., LAVY, T.L. & SORENSEN, R.C. 1979. Atrazine degradation and residue distribution in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 43:1129-1134.

- DAVIS, D.E., GRAMLICH, J.V. & FUNDERBURK, H.H. 1965. Atrazine absorption and degradation by corn, cotton and soy beans. *Weeds*, 1:252-255.
- DENOYELLES, F., KETTLE, W.D. & SINN, D.E. 1982. The responses of plankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States. *Ecology*, 63:1285-1293.
- DIXON, J.B. 1977. Kaolin and serpentine group minerals. p. 357-404 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 948 p.
- DIXON, J.B. 1989. Kaolin and serpentine group minerals. p. 467-519 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 1244 p.
- DOUGLAS, L.A. 1989. Vermiculites. p. 635-668 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 1244 p.
- EHLERS, J.G., REINHARDT, C.F. & NEL, P.C. 1988. Invloed van sekere grondeienskappe op aktiwiteit van atrasien. *Suid-Afrikaanse Tydskrif vir Plant en Grond*, 5:32-36.
- EL-DEEP, S.T., TAG-EL-DIN, A.T.F., KADOUS, E.A., KHALIFA, M.A.S. & SHAABAN, M.A. 1979. Soil pollution with herbicides: Leachability of some herbicides from the soil. *Alexandria Journal of Agricultural Research*, 27:439-445.
- ESSER, H.O., DUPUIS, G., EBERT, E., MARCO, G.J. & VOGEL, C. 1975. s-Triazines. p. 129-208 in Kearney D.C. & Kaufman, D.D., eds. Herbicides: chemistry, degradation and mode of action. 2nd ed. New York : Marcel Dekker Inc.
- FANNING, D.S., KERAMIDAS, V.Z. & EL-DESOKY, M.A. 1989. Micas. p. 551-624 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 1244 p.

- FRANK, R. & SIRONS, G.J. 1979. Atrazine: its use in corn production and its loss to stream waters in southern Ontario, 1975-1977. *The Science of the Total Environment*, 12:223-239.
- GALASSI, S., GUZZELLA, L. & SORA, S. 1989. Mutagenic potential of drinking waters from surface supplies in northern Italy. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8:109-116.
- GAST, R.G. 1977. Surface and colloid chemistry. p. 27-70 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 948 p.
- GISSL, H., KIRCHHOFF, J. & HURLE, K. 1986. The occurrence of pesticides in ground water with particular regard to the Swabian alps. *Hohenheimer Arbeiten*, :55-63, February.
- GLOTFELTY, D.W., LEECH, M.M., JERSEY, J. & TAYLOR, A.W. 1989. Volatilization and wind erosion of soil surface applied atrazine, simazine, alachlor and toxaphene. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 37:546-551.
- GLOTFELTY, D.W., TAYLOR, A.R., ISENSEE, A.R., JERSEY, J. & GLENN, S. 1984. Atrazine and simazine movement to Wye River Estuary. *Journal of Environmental Quality*, 13:115-121.
- GRAHAM, R.C., ULERY, A.L., NEAL, R.H. & TESO, R.R. 1992. Herbicide residue distribution in relation to soil morphology in two California vertisols. *Soil Science*, 153(2):115-121.
- GREENLAND, D.J. & MOTT, C.J.B. 1978. Surfaces of soil particles. p. 321-353 in Greenland, D.J. & Hayes, M.H.B., eds. The chemistry of soil constituents. New York : John Wiley & Sons. 469 p.
- HALL, J.K. 1974. Erosional losses of s-triazine herbicides. *Journal of Environmental Quality*, 3:174-180.
- HALL, J.K., PAWLUS, M. & HIGGINS, E.R. 1972. Losses of atrazine in runoff water and soil sediment. *Journal of Environmental Quality*, 1:172-176.

- HARMSE, H.J. VOM M. & HATTINGH, J.M. 1985. Pedological profile classes. p. 272-285 in Brink, A.B.A., ed. Engineering geology of South Africa. Pretoria : Building Publications. 332 p.
- HARRIS, C.I., WOOLSON, E.A. & HUMMER, B.E. 1969. Dissipation of herbicides at three soil depths. *Weed Science*, 17:27-31.
- HARRISON, G.W., WEBER, J.B. & BAIRD, J.V. 1976. Herbicide phytotoxicity as affected by selected properties of North Carolina soils. *Weed Science*, 24:120-126.
- HARTER, R.D. 1977. Reactions of minerals with organic compounds in the soil. p. 709-740 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 948 p.
- HASSETT, A.J., VILJOEN, P.T. & LIEBENBERG, J.J.E. 1986. An assessment of chlorinated pesticides in the major surface water resources of the Orange Free State during the period September 1984 to September 1985. *Water SA*, 13:133-136.
- HELLING, C.S. 1970. Movement of s-triazine herbicides in soils. *Residue Reviews*, 32:175-210.
- HELLING, C.S. 1971. Pesticide mobility in soils III: Influence of soil properties. *Soil Science Society of America Proceedings*, 35:743-748.
- HENNING, J.A.G. & HARMSE, H.J.VON M. 1993. Die invloed van golwende onderliggende paeosols op die seisoenale fluktuasie van vrywatervlakke in eoliese sand van die noordwestlike Oranje-Vrystaat. *Suid-Afrikaanse Tydskrif vir Plant en Grond*, 10(3) (reeds goedgekeur).
- HERBILLON, A.J. 1988. Structural iron in smectite. p. 251-308 in Stucki, J.W., Goodman, B.A. & Schwertmann, U., eds. Iron in soils and clay minerals. Dordrecht : D. Reidel Publishing Company. 893 p.
- HESSE, P.R. 1971. A textbook of soil chemical analysis. New York : Chemical Publishing Co. 520 p.
- HILTBOLD, A.E. & BUCHANAN, G.A. 1977. Influence of soil pH on persistence of atrazine in the field. *Weed Science*, 25:515-520.

- HUANG, L.Q. & FRINK, C.R. 1989. Distribution of atrazine, simazine, alachlor and metolachlor in soil profiles in Connecticut. *Environmental Contamination and Toxicology*, 43:159-164.
- HUANG, P.M., GROVER, R. & MCKERCHER R.B. 1984. Components and particle size fractions involved in atrazine adsorption by soils. *Soil Science*, 138:20-24.
- HURLE, K.B. & FREED, V.H. 1972. Effect of electrolytes on the solubility of some 1,3,5-triazines and substituted ureas and their adsorption on soil. *Weed Research*, 12:1-10.
- JACKSON, M.L. 1969. Soil chemical analysis advanced course. 2nd ed. United States of America. 894 p.
- KEARNEY, P.C., SHEETS, T.J. & SMITH, J.W. 1964. Volatility of seven s-triazines. *Weeds*, 12:83-87.
- KHAN, S.U. 1980. Pesticides in the soil environment. New York : Elsevier Scientific Publishing Company. 240 p.
- LAIRD, D.A., BARRIUSO, E., DOWDY, R.H. & KOSKINEN, W.C. 1992. Adsorption of atrazine on smectites. *Soil Science Society of America Journal*, 56:62-67.
- LAMBE, T.W. & WHITMAN, R.V. 1969. Soil mechanics. New York : John Wiley & Sons, Inc. 554 p.
- LAVY, T.L. 1970. Diffusion of three chloro s-triazines in soil. *Weeds*, 18:53-56.
- LOUW, J.F. 1993a. Mondelinge medeling te Pretoria. Sanachem. Pretoria. 0001.
- LOUW, J.F. 1993b. Brief in persoonlike besit, 15 Maart. Potchefstroom. 2520.
- LOWDER, S.W. & WEBER, J.B. 1982. Atrazine efficacy and longevity as affected by tillage, liming and fertilizer type. *Weed Science*, 30:273-280.
- MACRAE, I.C. & ALEXANDER, M. 1965. Microbial degradation of selected herbicides in soil. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 13:72-76.

- MARSHALL, D., MCGLAMERY, M.D. & SLIFE, F.W. 1966. The adsorption and desorption of atrazine as affected by pH, temperature and concentration. *Weeds*, 14:237-239.
- MCBRIDE, M.B. 1989. Surface chemistry of soil minerals. p. 35-88 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 1244 p.
- NIEMAND, G. 1992. Are we complacent about pesticides? *Technobrief*, 2(9):1-4.
- PIGNATELLO, J.J. & HUANG, L.Q. 1991. Sorptive reversibility of atrazine and metolachlor residues in field soil samples. *Journal of Environmental Quality*, 20:222-228.
- PIONKE, H.B. & GLOTFELTY, D.E. 1990. Contamination of groundwater by atrazine and selected metabolites. *Chemosphere*, 21:813-822.
- PIONKE, H.B., GLOTFELTY, D.E., LUCAS, A.D. & URBAN, J.B. 1988. Pesticide contamination of groundwaters in the Mahantango creek watershed. *Journal of Environmental Quality*, 17:76-84.
- RAMAN, K.V. & MORTLAND, M.M. 1969. Proton transfer reactions at clay mineral surfaces. *Soil Science of America Proceedings*, 33:313-317.
- REINHARDT, C.F. & NEL, P.C. 1993. The influence of soil type, soil water content and temperature on atrazine persistence. *South African Journal of Plant and Soil*, 10(1):45-49.
- RICHARDS, R.P., KRAMER, J.W., BAKER, D.B. & KRIEGER, K.A. 1987. Pesticides in rainwater in the northeastern United States. *Nature*, 324:129-131.
- RODGERS, E.G. 1968. Leaching of s-triazines. *Weed Science*, 16:117-120.
- ROETH, F.W., LAVY, T.L. & BURNSIDE, O.C. 1969. Atrazine degradation in two soil profiles. *Weed Science*, 17:202-205.
- RUSSELL, J.D., CRUZ, M., WHITE, J.L., BAILEY, G.W., PAYNE, W.R., POPE, J.D. & TEASLEY, J.I. 1968. Mode of chemical degradation of s-triazines by montmorillonite. *Science*, 160:1340-1342.

- SCHROEDER, D. 1984. Soils : Facts and concepts. Bern : Int. Potash Institute. 140 p.
- SCHWERTMANN, U. & TAYLOR, R.M. 1989. Iron oxides. p. 379-427 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 1244 p.
- SHULTZE, D.G. 1989. An introduction to soil mineralogy. p. 1-34 in Dixon, J.B. & Weed, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison, Wisconsin : Soil Science of America. 1244 p.
- SKIPPER, H.D. & VOLK, V.V. 1972. Biological and chemical degradation of atrazine in three Oregon soils. *Weed Science*, 20:344-347.
- SKIPPER, H.D., VOLK, V.V., MORTLAND, M.M. & RAMAN, K.V. 1978. Hydrolysis of atrazine on soil colloids. *Weed Science*, 26:16-51.
- SMIT, N.S.H. 1985. Faktore wat die aktiwiteit van atrasien in Suid-Afrikaanse gronde beïnvloed. Pretoria : Universiteit van Pretoria. (Proefskrif D.Sc. (Agric.)) 119 p.
- SMIT, N.S.H. 1993. Sanachem-Symposium on atrazine research. In Pretoria. Sanachem. Pretoria. 0001.
- SMIT, N.S.H. & NEL, P.C. 1977. The activity of atrazine on two South African soils. *Crop Production*, 6:67-71.
- SMIT, N.S.H., NEL, P.C. & FÖLSCHER, W.J. 1980. Faktore wat sorpsie en ontbinding van atrasien in grond beïnvloed. *Gewasproduksie*, 9:135-139.
- SNELLING, K.W., HOBBS, J.A. & POWERS W.L. 1969. Effects of surface area, exchange capacity and organic matter content on miscible displacement of atrazine in soils. *Agronomy Journal*, 61:875-878.
- SOIL SCIENCE SOCIETY OF SOUTH AFRICA. 1990. Handbook of standard soil testing methods for advisory purposes. Pretoria.
- SPOSITO, G. 1984. The surface chemistry of soils. New York : Oxford University Press. 234 p.

- SQUILLACE, P.J. & THURMAN, E.M. 1992. Herbicide transport in rivers: importance of hydrology and geochemistry in nonpoint-source contamination. *Environmental Science Technology*, 26(3):538-545.
- STATISTICA, INC. 1991. CSS : Statistica (compact statistical system). United States of America.
- TERCE, M. & CALVET, R. 1978. Adsorption of several herbicides by montmorillonite, kaolinite and illite clays. *Chemosphere*, 4:365-370.
- TERCE, M. LEFEBVRE-DROUET, E. & CALVET, R. 1977. Degradation of adsorbed atrazine on an aluminium montmorillonite. *Chemosphere*, 11:753-758.
- TORRES, A.M.R. & O'FLAHERTY, L.M. 1976. Influence of pesticides on *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Stigeoclonium* (Chlorophyceae), *Tribonema*, *Vaucheria* (Xanthophyceae) and *Oscillatoria* (Cyanophyceae). *Phycologia*, 15:25-36.
- TRIPLETT, G.B., CONNER, B.J. & EDWARDS, W.M. 1978. Transport of atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn. *Journal of Environmental Quality*, 7:77-84.
- VALIULIS, D. 1986. Groundwater contamination and the fate of agrichemicals. *Agrichemical Age* :10-13, January.
- VIVIERS, F. 1993. Persoonlike onderhoud. Department van Nasionale Gesondheid. Pretoria. 0001.
- WAGENET, R.J. & HUTSON, J.L. 1990. Quantifying pesticide behavior in soil. *Annual Reviews of Phytopathology*, 28:295-319.
- WALKER, M.J. & PORTER, K.S. 1990. Assessment of pesticides in upstate New York ground water: results of a 1985-1987 sampling survey. *GWMR*, 116-126.
- WAUCHOPE, R.D. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. *Journal of Environmental Quality*, 7:459-472.
- WEBER, J.B. 1970a. Mechanisms of adsorption of s-triazines by clay colloids and factors affecting plant availability. *Residue Reviews*, 32:93-129.

- WEBER, J.B. 1970b. Adsorption of s-triazines by montmorillonite as a function of pH and molecular structure. *Soil Science Society of America Proceedings*, 34:401-404.
- WEBER, J.B. 1991. Fate and behaviour of herbicides in soils. *Applied Plant Science*, 5(1):1-41.
- WEBER, J.B. & WHITACRE, D.M. 1982. Mobility of herbicides in soil columns under saturated and unsaturated flow conditions. *Weed Science*, 30:579-584.
- WEED, S.B. & WEBER, J.B. 1968. The effect of adsorbent charge on the competitive adsorption of divalent organic cations by layer-silicate minerals. *The American Mineralogist*, 53:478-490.
- WEHTJE, G.R., MIELKE, L.N., LEAVITT, J.R.C. & SCHEPERS, J.B. 1984. Leaching of atrazine in the root zone of an alluvial soil in Nebraska. *Journal of Environmental Quality*, 13:507-513.
- WEHTJE, G.R., SPALDING, R.F., BURNSIDE, O.C., LOWRY, S.R. & LEAVITT, J.R.C. 1983. Biological significance and fate of atrazine under aquifer conditions. *Weed Science*, 31:610-618.
- WEINBERG, C. 1990. Reducing agricultural pesticide use in Sweden. *Journal of Soil and Water Conservation* :610-613, November-December.
- WENHENG, Q., SHULTZ, N.A., STUART, J.D., HOGAN, J.D. & MASON, A.S. 1991. Determination of atrazine and hydroxyatrazine in soil by ion-pair, reversed-phase high performance liquid chromatography. *Journal of Liquid Chromatography*, 14(7):1367-1392.
- WU, T.L. 1981. Atrazine residues in estuarine water and the aerial deposition of atrazine into Rhode River, Maryland. *Water, Air and Soil Pollution*, 15:173-184.

## BYLAE A

**Tabel A1.** Data van chemiese ontleding en deeltjiegrootte verspreiding van 'n gronde van die avalonvorm en vertisol

TIPE ANALISE	AVALON	VERTISOL
Slik (%)	0.1	26.5
Klei (%)	12.3	60.2
Baie-grofsand (%)	0.2	0.9
Grofsand (%)	2.2	2.0
Mediumsand (%)	17.6	2.7
Fynsand (%)	52.1	3.8
Baie-fynsand (%)	15.5	4.1
Ca (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0.5	21.6
Mg (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0.1	11.8
K (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0.1	1.1
Na (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0.1	0.7
P (mg kg <sup>-1</sup> )	26	8
pH (H <sub>2</sub> O)	5.6	8.1
E.G. (dS m <sup>-1</sup> )	0.8	1.54
KUK (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	2.0	28.8
KUK/kg klei	16.3	47.84
% C	0.42	2.96
Bruto digtheid (kg m <sup>-3</sup> )	1411	744

**Tabel A2.** Die pH van watermonsters in die verskillende monsterpunte

DATUM	MONSTERPUNT 1	MONSTERPUNT 2	MONSTERPUNT 3	MONSTERPUNT 4	MONSTERPUNT 5
Jan.'91	7.06	8.27	9.65	7.88	9.38
Febr.'91	7.14				8.83
Mrt.'91			8.92	7.42	7.98
Apr.'91	8.07	8.81	8.81	8.33	8.61
Mei'91	7.79	8.36	8.56	8.22	8.67
Jun.'91	7.56	8.09	8.18	8.26	8.21
Jul.'91	8.00		8.86		8.74
Aug.'91	7.72		8.84		8.32
Sep.'91	7.88		9.04		9.00
Okt.'91	7.88		9.17	8.72	8.95
Nov.'91	6.65		8.65	8.39	8.13
Des.'91	6.89				8.49
Jan.'92					
Febr.'92					6.83

Tabel A3. Afbraak van atrasiën in water

Tyd (dae)	pH	Atrasiën-konsentrasie (mg l <sup>-1</sup> )	pH	Atrasiën-konsentrasie (mg l <sup>-1</sup> )	pH	Atrasiën-konsentrasie (mg l <sup>-1</sup> )
8	7.64	13.01	3.09	12.5	0.64	3.5
15	7.85	12.8	3.27	12.1	-0.06	2.8
27	7.84	10.1	3.36	9.2	-0.57	1.5
31	8.18	9.1	3.37	9.8	0.11	2.1
38	8.0	13.2	3.72	9.6	0.22	2.1
46	8.04	14.1	3.60	9.5	0.13	2.1
57	8.07	12.98	3.55	9.3	0.14	1.6
64	8.43	14.3	3.84	11.1	0.32	3.1
74	8.36	12.3	3.92	10.9	0.64	6.9
78	8.57	11.0	3.99	15.0	0.30	4.0
85	8.73	9.8	4.46	14.6	0.60	3.7
93	8.97	9.1	7.23	12.7	0.07	2.9
99	8.98	9.8	7.22	13.7	0.40	2.8

## BYLAE B

**Tabel B1** Verklarende terme en eenhede wat op tabelle in hierdie bylae betrekking het

ATRASIEN	- $\mu\text{g } l^{-1}$
C.V. (koëffisiënt van variasie)	
INVLOEI	- $\times 10^6\text{m}^3$
% STOOR (volume water in dam as 'n persentasie van die totale kapasiteit van die dam)	
EG (elektriese geleiding)	- $\text{mS } m^{-1}$
TDS (totale oplosbare soute)	- $\text{mg } l^{-1}$
Na (natrium)	- $\text{mg } l^{-1}$
Mg (magnesium)	- $\text{mg } l^{-1}$
Ca (kalsium)	- $\text{mg } l^{-1}$
F (fluoor)	- $\text{mg } l^{-1}$
Cl (chloor)	- $\text{mg } l^{-1}$
NO (nitraat + nitriet as N)	- $\text{mg } l^{-1}$
SO <sub>4</sub> (sulfaat)	- $\text{mg } l^{-1}$
TAL (totale alkaliniteit as kalsiumkarbonaat)	- $\text{mg } l^{-1}$
Si (silika)	- $\text{mg } l^{-1}$
K (kalium)	- $\text{mg } l^{-1}$

'n Spasie is in die tabelle gelaat indien die waarde nie bekend is nie

Tabel B2.

## Chemiese data van die water in Bloemhofdam

DATUM	ATRASIEEN	C.V.	pH	INVLOEI	% STOOR	EG	TDS	Na	Mg	Ca	F	Cl	NO	SO <sub>4</sub>	TAL	Si	K
Aug.'90	< 0.05		8.10	39.2	66												
Sept.'90	< 0.05		8.04	31.985	63	53.95	404.5	44.9	21.05	40.35	0.35	49.6	0.02	109.5	107.5	0.19	8.02
Okt.'90	< 0.05		8.45	13.100	59	56.66	430	48	22.4	43.8	0.41	54.4	0.05	119.4	118.9	0.44	8.52
Nov.'90	< 0.05		8.38	14.500	50	60.65	486	52.4	24.8	48.4	0.43	55.3	0.08	149.1	116.6	0.57	9.18
Des.'90	< 0.05		8.45	33.370	43	57.8	469	53.1	25	44.1	0.4	0.61	0.32	148.7	104.1	1.01	9.43
Jan.'91	1.35	11.1	9.00	75.827	37												
Febr.'91	4.55	7.7	8.10	359.684	38	68.8	459	57.4	23.3	40.9	0.48	58.9	0.35	156.3	92.4	0.73	10.27
Mrt.'91	2.67	7.9	9.32	370.055	63	56.6	448	54.2	22	41.6	0.49	58.8	0.03	143	96.3	0.61	9.66
Apr.'91	1.86	4.8	8.14	43.478	89	54.95		44.8	23.7	34.9	0.3	45.8	0.17	109.2	91.8	1.5	8.58
Mci'91	1.09	5.5	7.57	12.991	87	59.85	386	43.8	19.9	39.25	0.4	46.4	0.15	112.5	93.2	1.59	9.08
Jun.'91	0.98	8.2	8.16	27.642	83	58.95	394	43	20.4	40	0.4	46.9	0.28	110.8	100.2	0.43	8.89
Jul.'91	1.95	13.8	8.41	29.574	82	57.5	397	42.3	21.1	40.6	0.44	46	0.14	105.5	107.7	0.23	8.57
Aug.'91	1.81	11.0	8.31	21.585	79	59.45	391	42.4	19	41.3	0.35	46.6	0.02	110.5	100.3	0.11	8.77
Sept.'91	1.70	9.4	8.28	12.552	75	58.9	396	42.8	19.6	41.6	0.36	45.3	0.01	111.8	102.7	0.15	9.15
Okt.'91	< 0.05		8.17	32.823	69	67.26	426	42.73	19.5	43.1	0.4	45.1	0.02	128.7	107	0.32	9.24
Nov.'91	< 0.05		7.56	17.305	67	60.65	431	45.7	19.6	43	0.42	45.1	0.03	116.5	123.8	0.69	9.72
Des.'91	2.13	19.2	7.94	11.254	62	61.4	440	45.7	20.1	45.3	0.4	45.4	0.01	117.5	127.2	0.52	9.93
Jan.'92	2.90	10.2	8.21	18.20	56	64.5	459	47.7	22.2	47.4	0.38	44.6	0.17	127.9	129.7	0.25	10.4
Febr.'92	6.18	9.4	7.89	14.7	48	66	468	49.8	22.5	46.5	0.54	45.9	0.06	141.7	122.8	0.4	11.1
Mrt.'92	3.17	17.0	7.54	20.2	37												

Tabel B3.

Chemiese data van die water in Vaaldam by Deneysville

DATUM	ATRASIEEN	C.V.	pH	% STOOR	INVLOEI	EG	TDS	Na	Mg	Ca	F	Cl	NO	SO <sub>4</sub>	TAL	Si	K
Aug.'90	< 0.05			91	18.277												
Sept.'90	< 0.05		8.0	87	19.258	22.0	162	14.1	8.2	14.6	0.25	15.2	0.08	13.4	75.5	4.03	3.58
Okt.'90	< 0.05		8.3	82	15.1	24.1	163	13.8	8.3	14.9	0.24	15.3	0.06	11.8	77.3	3.73	3.65
Nov.'90	< 0.05		8.1	77	8.3	21.0	167	14.7	8.4	15.9	0.27	13.3	0.05	14.7	78.1	3.59	3.75
Des.'90	< 0.05		7.7	71	42.7	21.1	169	15.0	8.9	17.0	0.32	9.9	0.04	12.9	82.5	3.34	3.81
Jan.'91	1.64	6.1	8.3	68	175	23.7	166	14.3	7.9	17.0	0.12	12.6	0.04	12.6	80.6	3.31	3.68
Febr.'91	2.71	17.7	8.5	72	479.5	21.1	171	14.9	8.3	16.8	0.27	14.2	0.08	14.7	80.0	2.9	3.74
Mrt.'91	0.84	35.7	9.6	87	151.4	22.8	180	15.9	8.6	17.3	0.35	15.9	0.07	15.7	82.9	2.56	3.89
Apr.'91	0.43	11.6	8.3	90	37.3	25.1		16.1	8.5	17.9	0.32	15.9	0.05	13.0	82.5	2.66	3.9.0
Mei'91	0.48	2.1	7.9	87	14.5	23.7	174	16.7	9.1	17.6	0.27	12.9	0.09	13.2	83.9	2.79	3.91
Jun.'91	0.46	15.2	8.2	83	8.04	25.0	178	16.2	9.6	17.7	0.31	13.0	0.09	14.3	81.4	2.82	3.81
Jul.'91	0.89	28.1	8.4	79	7.48	25.6	170	14.8	9.1	17.7	0.27	11.6	0.03	14.9	80.1	2.21	3.94
Aug.'91			8.2	75	17.8	24.5	177	14.7	9.5	17.7	0.31	11.4	0.03	14.8	86.7	2.13	3.77
Sept.'91	< 0.05		8.2	71	9.36	24.2	174	15.6	8.9	17.4	0.26	11.1	0.02	17.8	80.7	1.99	3.83
Okt.'91	2.22	22.5	7.8	67	24.32	24.7	181	15.4	10.2	18.4	0.33	12.1	0.03	17.7	83.6	1.67	3.86
Nov.'91	0.89	14.6	7.4	63	23.99	26.5	178	15.0	9.4	17.1	0.34	11.0	0.02	18.0	84.8	1.41	4.00
Des.'91	3.57	39.8	8.1	60	32.43	24.5	188	15.2	9.0	17.5	0.37	12.4	0.03	16.8	92.1	1.62	4.03
Jan.'92	4.73	12.9	8.3	57	27.76	24.8	183	15.0	10.0	17.8	0.27	9.8	0.03	17.5	88.7	1.59	4.03
Febr.'92	< 0.05		7.8	53	26.33	27.1	188	15.2	9.8	18.4	0.29	8.2	0.04	18.6	93.2	1.27	3.84
Mrt.'92	1.49	23.5	7.5	48	26.13	25.8	192	15.7	10.6	18.8	0.30	7.5	0.03	20.0	94.9	1.57	4.24
Apr.'92	4.77	11.3	8.0	43	7.497	27.8	192	16.2	9.8	18.6	0.33	8.6	0.05	20.2	93.3	1.56	4.21
Mei'92	1.15	13.4	8.3	39	2.716	28.6	195	18.3	9.9	19.0	0.38	7.8	0.06	19.7	94.3	1.38	4.25
Jun.'92	< 0.05		8.3	35	9.886	28.4	193	16.2	10.1	19.4	0.29	10.1	0.02	20.2	92.1	0.44	4.24
Jul.'92	0.07	1.7	8.3	31	31.554	26.6	198	16.9	10.1	20.3	0.36	10.4	0.05	20.3	94.2	0.79	4.32
Aug.'92	< 0.05		8.4	26	10.314	28.2	207	17.6	10.5	20.2	0.37	10.3	0.02	22.4	99.4	0.59	4.38
Sept.'92	< 0.05		8.1	20	50.182	28.8	208	17.5	10.5	20.3	0.4	11.1	0.05	20.8	101.0	0.52	4.25
Okt.'92	< 0.05		7.9	17	120.463	22.2	160	12.0	8.2	16.0	0.35	8.2	0.25	17.6	76.1	2.36	3.45
Nov.'92	0.41	6.3	8.2	16	180.121	18.2	152	10.0	6.3	12.4	0.24	7.6	0.34	17.7	60.5	3.3	2.86
Des.'92	0.55	0.4	8.2	19	22.761	18.2	137	11.2	6.2	13.0	0.32	7.2	0.50	20.3	60.5	3.73	2.95
Jan.'93			7.9	16	134.000	18.8	135	11.3	6.0	11.8	0.20	6.8	0.93	20.8	57.0	5.13	3.75

**Tabel B4.** Chemiese data van die water in Vaaldam by Oranjeville

DATUM	ATASIEN
Aug.'90	< 0.05
Okt.'90	< 0.05
Nov.'90	< 0.05
Des.'90	< 0.05
Jan.'91	1.20
Febr.'91	2.22
Mrt.'91	0.39
Apr.'91	0.39
Mei'91	0.33
Jun.'91	0.35
Jul.'91	0.52
Aug.'91	0.64
Sept.'91	< 0.05
Okt.'91	< 0.05
Nov.'91	6.6
Des.'91	3.22
Jan.'92	< 0.05
Febr.'92	< 0.05
Mrt.'92	< 0.05

Tabel B5.

## Chemiese data van die water in Koppiesdam

DATUM	ATASIEN	C.V.	pH	% STOOR	INFLOEI	EG	TDS	Na	Mg	Ca	F	Cl	NO	SO <sub>4</sub>	TAL	Si	K
Okt.'90	< 0.05			79	0.186	41.5	297	25.5	17.7	27.6	0.34	27.1	0.07	18.6	143.3	4.07	5.47
Nov.'90	< 0.05			67	0.894	38.7	323	28	19.4	34.4	0.39	29.4	0.07	20.9	151.2	3.07	6.1
Des.'90	< 0.05			56	0.345	43.6	348	29.8	20	35.2	0.41	32.8	0.06	23	163.5	3.71	6.5
Jan.'91	3.33	8.7	9.87	49	8.382	49.9	266	32.4	19.6	36.2	0.47	33.9	0.05	25	173.4	2.87	6.76
Febr.'91	1.22	9.8	8.48	66	27.053												
Mrt.'91	0.46	34.8	8.63	99	18.785	28.8		17.7	10.6	18.9	0.18	19	0.22	16	93.5	6.68	4.68
Apr.'91	0.30	3.3	8.14	100	0.203	29.8		18.7	11.2	20.3	0.21	20.7	0.18	16.6	100.5	6.91	4.81
Mei'91	0.26	53.8	8.22	96	0.188	33	214	18.6	11.25	20.1	0.32	19.2	0.22	11.35	104.1	7.04	
Jun.'91	0.19	15.8	7.95	91	0.337	32.4	223	18.45	11.8	20.6	0.36	18.35	0.13	11.95	110.6	6.73	
Jul.'91	1.10	20.0	8.47	87	0.403												
Aug.'91	2.25	10.2	8.32	84	0.529	33.3	225	18.2	13.3	23.8	0.23	18.2	0.09	14.6	107.5	3.97	5.2
Sept.'91	0.92	10.9	8.40	76	0.408	34.7	234	19.23	13.7	24.36	0.28	20.26	0.04	15.36	110.7	4.37	5.26
Okt.'91	< 0.05		7.98		0.570												
Nov.'91	2.26	26.5	7.93		0.009												
Des.'91	1.71	16.4	8.23		0.305	40	292	23.7	16.8	30.8	0.41	22.6	0.11	13.3	145.9	1.74	6
Jan.'92	2.56	16.0	7.86		0.454												
Febr.'92	4.82	32.8	7.74		0.557	49.2	344	32.2	18.4	33.9	0.41	29.4	0.11	19.3	166	3.8	7.6
Mrt.'92	2.72	5.9	7.66			47.9	334	29.7	19.2	32.8	0.46	29.6	0.04	18.8	161	1.66	7
Apr.'92	0.86	11.5				52.1	358	32.8	18.7	33.7	0.54	24.3	0.06	27	175	1.95	7.29
Mei'92	< 0.05					50.7	384	33.8	20.6	23.1	0.4	30.3	0.03	30.6	184	2.3	7.37
Jun.'92	< 0.05					56.4	399	37.2	22.3	37.6	0.42	31.8	0.04	24.4	195	1.72	7.52
Jul.'92	< 0.05					53.5	427	39.5	23.1	39.6	0.52	29.1	0.04	32.6	208	1.73	7.69
Aug.'92	< 0.05					53.95	423	43.1	23.7	40.1	0.49	29.8	0.03	34.7	199	1.19	8.1
Sept.'92	< 0.05					62	478	50.3	25.1	40.5	0.77	43.2	0.05	42.9	218	2.47	8.74
Okt.'92	< 0.05					69.6	537	67.9	26.7	36.1	0.82	59.6	0.06	62.3	223.6	3.35	9.99
Nov.'92	0.98	12.3															
Des.'92																	

Tabel B6.

## Chemiese data van die water in Loskopdam

DATUM	ATRASIE	C.V.	pH	% STOOR	INFLOEI	EG	TDS	Na	Mg	Ca	F	Cl	NO	SO <sub>4</sub>	TAL	Si	K
Aug.'90	0.08	7.6		79	0.933												
Sept.'90	< 0.05					34.5	288	24	16.7	28.1	0.27	28	0.05	17.5	137.7	3.76	5.18
Okt.'90	< 0.05			87	0.186	41.5	297	25.5	17.7	27.6	0.34	27.1	0.07	18.6	143.3	4.07	5.47
Nov.'90	< 0.05			80	0.904	30.7	211	18.5	12.2	20	0.34	19.9	0.16	84.7	41.6	1.22	4.33
Des.'90	< 0.05			77	0.345	31.4	212	19.2	12	20.8	0.37	18.6	0.07	85.5	41.4	0.88	4.4
Jan.'91	2.82	4.3	8.05	98	8.382	30.7	193	18.1	10.7	19.9	0.41	16	0.04	79.1	35.5	1.94	4.34
Febr.'91	3.89	7.2		100	15.25	30	179	15.6	10.7	19.5	0.4	14	0.05	73.6	33	2.47	4.02
Mrt.'91	1.24	36.3	8.87	100	N.A	27.2	167	14.2	9.9	18.2	0.35	12	0.03	65.1	35.1	2.56	3.84
Apr.'91	0.46	15.2	8.06	100	49.316	24	149	12.3	8.6	15.5	0.31	12.7	0.3	55.7	32.2	2.97	3.33
Mei'91	0.38	5.3	7.76	100	13.024												
Jun.'91	0.34	5.9	7.76	100	20.052	25		13	9.8	16.5	0.23	15.4		57.7	36.1	3.16	3.34
Jul.'91	0.41	19.5	8.23	100	13.187	24.5	158	13.1	9.8	16.2	0.19	14.7	0.22	56	35.5	3.01	3.33
Aug.'91	0.51	35.3	8.02	100	6.821	26.2	158	12.7	10.2	17.7	0.35	14.2	0.23	60.7	31.1	2.91	3.54
Sept.'91	< 0.05		8.02	96	6.006	27.9	165	13.7	9	19.4	0.36	14.5	0.22	67.7	29.4	3.04	3.31
Okt.'91	2.12	33.5	7.89	91	10.575	26.8							0.19			2.77	
Nov.'91	2.20	12.3	7.38	88	3.857	31.5	183	14.2	9.5	20.9	0.46	19.1	0.09	79.3	28.8	2.44	3.55
Des.'91	3.86	42.5	7.89	83	15.993												
Jan.'92				82	8.27	27.9	167	14.2	9.8	18.7	0.37	7.1	0.01	71.6	33.7	2.35	3.4
Febr.'92				78	6.80	28.7	169	13.6	9.4	19.2	0.28	10.1	0.02	69.7	35.2	2.6	3.52
Mrt.'92	< 0.05		7.09	71	5.58	29.9	177	14.9	9.2	19.7	0.34	15.5	0	71.2	34.4	2.7	3.65
Apr.'92	< 0.05			66	2.51	31	176	15.6	10.1	17.9	0.27	9.9	0.02	74.9	35.9	2.84	3.67
Mei'92	< 0.05			64	0.00	29.5	173	15.2	9.3	18.7	0.23	8.8	0.02	74.3	35.2	2.47	3.64
Jun.'92	< 0.05			60	0.513	29.5	182	16	10	20.1	0.44	9.3	0.08	80.2	34.4	2.5	3.72
Jul.'92	< 0.05				3.53	30.1	197	18.3	10.2	20.9	0.2	7.5	0.11	90.2	36.5	2.75	3.94
Aug.'92	< 0.05				2.74	32.1	187	17.6	9.8	20.8	0.31	8.5	0.11	80	37	2.59	3.84
Sept.'92	< 0.05				1.46	32.8	191	19.2	10	21	0.47	9.8	0.05	83.2	35.3	2.49	4.14
Okt.'92	< 0.05				1.67	33.4	193	19.2	9.7	20.3	0.37	11.7	0.01	87.3	33.2	2.34	3.97
Nov.'92	0.53	54.7			1.22	34.2	206	21.3	10.4	20.3	0.45	10.8	0.06	96.2	34.8	2.49	4.16
Des.'92	0.56	48.6			6.51												

**Tabel B7.** Chemiese data van die water in Wentzeldam

DATUM	ATRASIEEN	pH
Aug.'90	< 0.05	
Okt.'90	< 0.05	
Nov.'90	< 0.05	
Des.'90	< 0.05	
Jan.'91	< 0.05	8.69
Febr.'91	0.55	7.53
Mrt.'91	1.46	8.87
Apr.'91	0.56	8.28
Mei'91	0.44	8.14
Jun.'91	0.43	8.08
Jul.'91	1.93	8.47
Aug.'91	1.81	8.27
Sept.'91	1.57	8.15
Okt.'91	< 0.05	
Nov.'91	< 0.05	
Des.'91	1.57	
Jan.'92	3.81	8.33
Febr.'92	3.61	
Mrt.'92	3.75	7.62

**Tabel B8.** Chemiese data van die water in Strydomdam

DATUM	ATASIEN	pH
Aug.'90	< 0.05	
Okt.'90	< 0.05	
Nov.'90	< 0.05	
Des.'90	< 0.05	
Jan.'91	11.48	
Febr.'91	1.69	8.58
Mrt.'91	1.09	
Apr.'91	0.20	8.31
Mei'91	0.22	7.79
Jun.'91	0.31	7.72
Jul.'91	2.35	8.48
Aug.'91	1.99	8.21
Sept.'91	2.12	8.37

**Tabel B9.** Korrelasies van atrasienskonsentrasie met chemiese data van die water van Bloemhof- en Koppiesdam

VERANDERLIKE	BLOEMHOFDAM			KOPPIESDAM		
	R(x,y)	p	n	R(x,y)	p	n
pH	-1.89	0.578	11	-0.23	0.940	14
Invloei	0.73	0.114	11	0.11	0.785	9
% Stoor	-0.60	0.030	13	-0.82	0.007	9
EG	0.74	0.010	11	0.69	0.020	11
TDS	0.83	0.003	10	0.51	0.161	9
Na	0.69	0.019	11	0.70	0.017	11
Mg	0.58	0.060	11	0.74	0.009	11
Ca	0.51	0.106	11	0.76	0.007	11
F	0.73	0.011	11	0.43	0.189	11
Cl	0.31	0.352	11	0.78	0.005	11
NO	0.07	0.840	11	-0.49	0.123	11
SO <sub>4</sub>	0.80	0.003	11	0.412	0.208	11
TAL	-0.14	0.728	9	0.68	0.021	11
Si	-0.18	0.606	11	-0.58	0.062	11
K	0.85	0.001	11	0.71	0.036	9

**Tabel B10.** Korrelasies van atrasienskonsentrasie met chemiese data van die water van Vaal- en Loskopdam

VERANDERLIKE	VAALDAM			LOSKOPDAM		
	R(x,y)	p	n	R(x,y)	p	n
pH	-0.19	0.469	17	-0.27	0.940	12
Invloei	0.08	0.766	17	-0.07	0.849	10
% Stoor	-0.04	0.880	17	-0.12	0.749	11
EG	0.22	0.393	17	0.13	0.738	9
TDS	0.32	0.224	16	-0.45	0.923	7
Na	0.10	0.707	17	-0.07	0.866	8
Mg	0.234	0.31	17	0.36	0.382	8
Ca	0.20	0.441	17	0.31	0.456	8
F	-0.01	0.986	17	0.44	0.279	8
Cl	-0.12	0.658	17	0.40	0.330	8
NO	-0.32	0.21	17	-0.23	0.592	8
SO <sub>4</sub>	0.18	0.483	17	0.07	0.879	8
TAL	0.39	0.125	17	-0.36	0.378	8
Si	-0.33	0.207	17	-0.45	0.22	9
K	0.29	0.253	17	0.37	0.374	8

# BYLAE C

N ↑

\* Groblersdal

\* Pretoria

\* Johannesburg

\* Deneyville

\* Schweizer Reneke

\* Bloemhof

\* Kroonstad

c1