

RIVM rapport 714901005

Water- en nutriëntenhuishouding van het
stroomgebied van de Hupselse beek

G.A.P.H. van den Eertwegh
C.R. Meinardi

april 1999

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water en Landbouw (projectnummer 714801, Monitoring en diagnose bodem MAP MILIEU 1996-2000)

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,
telefoon: 030 - 274 91 11, fax: 030 - 274 29 71

VERZENDLIJST

- 1-5 Directeur van de Directie Drinkwater, Water en Landbouw van het
Directoraat-Generaal Milieubeheer, Ministerie van VROM, mr A.B. Holtkamp
- 6 plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, dr ir B.C.J. Zoeteman
- 7 A. Roos, DGM-DWL
- 8 H.O. Hooghoudt, DGM-DWL
- 9 M.M. Dorenbosch, DGM-DWL
- 10 T. Breimer, Ministerie van LNV
- 11 H.J. Westhoek, Ministerie van LNV
- 12 J. Coppoolse, Ministerie van V en W
- 13 J.R. Hoekstra, prov. Zeeland, directie Milieu en Waterstaat
- 14 G. Arnold, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad
- 15 mw. G. Bolier, TU Delft, Civiele Techniek
- 16 E. Ruygh, Waterloopkundig Laboratorium Delft
- 17 J. v.d. Plicht, waterschap Rijn & IJssel
- 18 mw. I. Barten, waterschap Rijn & IJssel, Doetinchem
- 19 A. te Pas, waterschap Rijn & IJssel, Doetinchem
- 20 H. Witteveen, waterschap Rijn & IJssel, Doetinchem
- 21 mw. M.J.L. Pach, hoogheemraadschap West-Brabant
- 22 J. de Klein, LUW, vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie
- 23 S.E.A.T.M. van der Zee, LUW, vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding
- 24 P.P. Verbrugge, Heemraadschap Fleverwaard, Lelystad
- 25 W. Kimmels, Eibergen
- 26 E. Verstraate, Eibergen
- 27 P. Groenendijk, S.C.-D.L.O., Wageningen
- 28 K.P. Groen, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad
- 29 R. Jilderda, KNMI Klimatologische Dienst, De Bilt
- 30 J. Uunk, waterschap Regge en Dinkel, Almelo
- 31 G.A. Groot Roessink, Stichting Landelijke Mestbank, Nijkerk
- 32 J. de Wit, Waterpakt
- 33 P. Boers, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad
- 34 D. v.d. Molen, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad
- 35 J. Griffioen, TNO-NITG, Delft
- 36 P. de Louw, TNO-NITG, Delft
- 37 W. Verhoog, Stichting Reinwater, Amsterdam
- 38 R.A. Feddes, LUW, Afdeling Waterhuishouding
- 39 R.W.R. Koopmans, LUW, Afdeling Waterhuishouding
- 40 P.M.M. Warmerdam, LUW, Afdeling Waterhuishouding
- 41 R. Veeningen, Waterschap Friesland
- 42 B. v.d. Wal, STOWA, Utrecht
- 43-54 L.U. Wageningen, vakgroep Waterhuishouding

- 55-68 Studiegroep Hupselse beek, LUW, vakgroep Waterhuishouding
69 Depot van Nederlandse publicaties en Nederlandse bibliografie
70 Directie RIVM
71 sectordirecteur Milieu, ir F. Langeweg
72 hoofd Laboratorium Bodem en Grondwateronderzoek, ir R. van den Berg
73 plv.hfd Lab. Bodem en Grondwateronderzoek, drs A. van der Giessen
74 clustercoördinator Drinkwater, Water en Landbouw, ir A.H.M. Bresser
75 hoofd afdeling C.B.G., ir W. van Duijvenbouden
76 projectleider Zoet Oppervlaktewater, dr L. van Liere
77 projectleider Landbouw, ir N.J.P. Hoogervorst
78 L.J.M. Boumans
79 J.J.B. Bronswijk
80 G. van Drecht, RIVM LWD
81 B. Fraters
82 J.J.M. van Grinsven
83 A. Leijnse
84 A.M.A. van der Linden
85 E. Smit
86 D. Wever
87 W.J. Willems
88-98 Auteurs
99 Hoofd Bureau Voorlichting en Public relations
100 Bureau Projecten- en rapportenregistratie
101-105 Bibliotheek RIVM
106 Bibliotheek LUW, locatie De Nieuwlanden
107 Bibliotheek SC-DLO, Wageningen
108-112 Reserve exemplaren t.b.v. Bureau Rapportenbeheer
113-130 Reserve exemplaren

VOORWOORD

Het voorliggende rapport is een verslag van een onderzoek dat verricht is in het kader van een AIO-onderzoek aan de Landbouwuniversiteit Wageningen. Dit onderzoek is het resultaat van een samenwerkingsverband tussen RIVM, Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek, Landbouwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterhuishouding en het Zuiveringschap Oostelijk Gelderland, inmiddels opgegaan in het Waterschap Rijn en IJssel. De opdrachtgever is VROM-DGM. De rapportage is verricht in het kader van MAP-Milieuonderzoek 1995-1998 binnen het RIVM-project 'Vermesting' (projectnummer 714901), deelproject 'Af- en uitspoeling Hupsel' (deelprojectnummer 714910).

De onderzoeksactiviteiten binnen het stroomgebied van de Hupselse beek worden gecoördineerd door de Studiegroep Hupselse beek (SHB). Binnen de SHB zijn verschillende instituten en organisaties vertegenwoordigd, te weten Rijkswaterstaat-RIZA en Directie Oost, Provincie Gelderland, RIVM Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek, vakgroep Waterhuishouding van de Landbouwuniversiteit Wageningen (LUW), Klimatologische Dienst KNMI, zuiveringschap Oostelijk Gelderland (ZOG) (tegenwoordig waterschap Rijn & IJssel) en NITG TNO. De genoemde instituten hebben kostenloos meetapparatuur, data en hun kennis beschikbaar gesteld waarvoor zij op deze plaats worden bedankt. Het personeel van het laboratorium van het toenmalige ZOG wordt bedankt voor de accurate en snelle wijze waarop zij de stroom (soms laat in de avond aangeleverde) watermonsters hebben geanalyseerd en gerapporteerd. Ook is grote dank verschuldigd aan Ernst Verstraate voor zijn medewerking en ondersteuning. Een speciaal woord van dank is op zijn plaats voor Joost v.d. Plicht en Ineke Barten van het ZOG (Rijn en IJssel) en Piet Warmerdam, Jacques Kole en Roel Dijkema en diverse andere medewerkers van de vakgroep Waterhuishouding van de LUW voor hun belangstelling en medewerking bij de totstandkoming van de veld- en laboratoriummetingen en dit rapport. Tenslotte: allen bedankt voor het geduld, het rapport is klaar.

Wageningen-Bilthoven-Leiden, april 1999

SAMENVATTING

Het onderzoek van het stroomgebied van de Hupselse beek is door een aantal instituten (LUW, RIVM, RIZA en ZOG) uitgevoerd. Afvoer en waterkwaliteit in het uitstroompunt zijn gemeten in de periode 1985-1994. De gemiddelde waterbalans voor het stroomgebied van de Hupselse beek is: neerslag $P=845 \text{ mm j}^{-1}$, verdamping $E=515 \text{ mm j}^{-1}$ en beekafvoer $Q=330 \text{ mm j}^{-1}$. Onderscheiden zijn: oppervlakkige afvoer (over maaiveld en door greppels), ondiepe grondwaterafvoer (via drainbuizen en naar ondiepe sloten) en diepe afvoer via het grondwater. Opsplitsing van de totale afvoer op basis van afvoerintensiteiten en gemeten stofconcentraties geeft aan dat 3 tot 4% van het neerslagoverschot oppervlakkig tot afvoer komt, 55 tot 75% door ondiepe stroming en 20 tot 40% via diepe banen. Ongeveer 40% van het grondwater heeft een verblijftijd van maximaal 1 jaar en ruim 90% van het grondwater komt binnen 5 jaar tot afvoer. Het gebied zal daarom relatief snel reageren op wijzigingen in de regelgeving (mestbeleid). De gemiddelde chlorideconcentratie van het beekwater is 45 mg l^{-1} . Stikstof in het beekwater bestaat voor 90-95% uit nitraat met een gemiddelde concentratie van 32 mg l^{-1} als N. De ortho-P-concentratie ligt tussen 0,05 en 0,10 mg l^{-1} (P). Totaal-P-concentraties liggen veelal tussen 0,1 en 0,25 mg l^{-1} (P). De chloride- en nitraatconcentraties zijn hoog in het begin van en nemen af gedurende het drainageseizoen. Het verloop van de fosfaatconcentratie in de tijd is grillig. Afvoergewogen Cl^{-} en N-concentraties vertonen geen trend in de tijd. De waargenomen afname van de totaal-P-concentratie van 0,25 naar 0,20 mg l^{-1} (1985-1993) is mogelijk het gevolg van het onderwerken van dierlijke mest en vermindering van de P-vracht van huishoudelijk afvalwater. Bij toenemende afvoer nemen de gemiddelde N-concentratie af en ook de Cl^{-} concentraties. Voor stikstof speelt afbraak ten gevolge van denitrificatie een rol. P-vrachten in het beekwater variëren globaal tussen 0,4 en 1,4 $\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Stofbalansen op perceelsniveau opgesteld voor de periode april 1985 t/m maart 1994 geven aan dat de aan- en afvoer van chloride voor een gemiddeld perceel vrijwel in evenwicht zijn. Van de totale aanvoer van 250 $\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ komt bijna 60% tot afvoer via de beek en wordt bijna 40% met de oogst afgevoerd. De gemiddelde aanvoer van N in het gebied is 575 $\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, daarvan komt ongeveer 50% tot afvoer via de oogst, 10% accumuleert in de bodem, 20% verdwijnt met de beekafvoer en bijna 20% naar de lucht door denitrificatie. De gemiddelde aanvoer van P is 95 $\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, waarvan ca. 44% tot afvoer komt via de oogst en 1% via de beekafvoer. De vermindering van de belasting van N en P als gevolg van het huidige mestbeleid heeft slechts tot een lichte vermindering van de concentraties van nitraat in het beekwater geleid (ca. 10%) en nauwelijks tot een daling van de fosfaatconcentraties. Aanzienlijke dalingen van de stikstofconcentraties in de beek worden voorlopig niet verwacht door het bufferend vermogen van de grote stikstofvoorraad in de bodem. Voor fosfaat geldt in nog sterkere mate dat de concentraties nagenoeg gelijk blijven door de grote voorraad in de bodem.

Trefwoorden: Hupsel; beekafvoeren; veldgegevens; waterbalans; stofbalansen; nutrienten

SUMMARY

The investigations in the Hupsel brook catchment area represent a collaborative effort between Wageningen Agricultural University (LUW), the National Institute of Public Health and Environment (RIVM), Rijkswaterstaat (RIZA) and Zuiveringschap Oost-Gelderland, now Water Board Rijn and IJssel. The many measurements of water discharge and water quality in the 1984-1994 period were analysed, focusing on data from the only point of discharge of the catchment area. The steam valley reacts relatively quickly to environmental measures arising from the national policy on manure application and fertilization in the Netherlands. Considering water quantity and quality aspects in combination lead to the following conclusions: The average water balance can be assessed, precipitation ($P = 845 \text{ mm.a}^{-1}$) and actual evapotranspiration ($E_a = 515 \text{ mm.a}^{-1}$), based on local observations, were compared to brook discharge ($Q = 330 \text{ mm.a}^{-1}$). The discharge of net precipitation can be distinguished in overland and furrow flow (on the average 3% of total discharge), shallow flow through the soil (tile drainage and flow to ditches, constituting on the average 63% of total discharge) and deeper groundwater flow to the main streams (average 34%). Roughly 40% of the water has a residence time of less than one year in the soil and more than 90% of less than five years. Nitrogen compounds in brook water consist for more than 90% out of nitrate, with an average concentration of 32 mg l^{-1} as N. All concentrations are higher than 2.2 mg l^{-1} (N), this being the target level in surface water, 98% exceeds a level of 11.3 mg l^{-1} (N), which is the target level for groundwater of the Netherlands. N-concentrations will either not at all or only slightly drop below actual values if the present fertilizer policy is maintained. Phosphorus compounds are present as ortho-P, with concentrations in between 0.05 and 0.10 mg l^{-1} and total-P, ranging from 0.10 to 0.25 mg l^{-1} (as P). Roughly 40% of the total-P concentrations are greater than 0.15 mg l^{-1} (as P). Concentrations of P decreased in the investigated period, due to a decrease in household loads and an adaptation of manure application (injecting it into the soil). A further increase of P concentrations in brook water is expected as the adsorption to the soil matrix is still increasing at present. The N- and P-concentrations are generally lower in summer than in winter periods, since surficial water flows, which are large in the winter periods and near to absent in the summer months, contain relatively low concentrations.

Key words: Hupsel; field data; stream valley discharge; water balance; nutrient balances

INHOUD

1. Inleiding	9
2. Gebiedsbeschrijving	11
2.1. Ligging	11
2.2. Klimatologie	12
2.3. Bodemkunde en geohydrologie	13
2.4. Drainage	15
2.5. Landgebruik	15
2.6. Meetnet	16
3. Hydrologie	19
3.1. Inleiding	19
3.2. Afvoercomponenten en verblijftijden	19
3.3. Waterbalans stroomgebied	26
4. Nutriëntenhuishouding	35
4.1. Inleiding	35
4.2. Chemische aspecten van transport	37
4.3. Belasting bodem, grond- en oppervlaktewater	40
4.4. Stofbalansen	93
4.5. Bespreking stofbalansen	94
4.6. Verwachtingen samenstelling beekwater	98
5. Discussie en aanbevelingen voor verder onderzoek	99
5.1. Samenvattende beschrijving en discussie	99
5.2. Aanbevelingen voor verder onderzoek	103
6. Conclusies	105
6.1. Waterhuishouding	105
6.2. Kwaliteit oppervlaktewater	105
6.3. Stofhuishouding	106
6.4. Geschiktheid gebied voor toetsing effecten mestbeleid	107
Referenties	109
Lijst van de bijlagen	117

1. INLEIDING

De rapportage van het onderzoek in het stroomgebied van de Hupselse beek heeft plaatsgevonden in het kader van MAP-Milieuonderzoek 1995-1998 van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), deelproject 714910 'Af- en uitspoeling Hupsel', onderdeel van het RIVM-project 714901 'Vermesting'. Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Landbouw door de Landbouwniversiteit Wageningen, vakgroep Waterhuishouding en het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek van het RIVM. Waterkwaliteitscijfers voor vroegere perioden zijn tot stand gekomen door samenwerking tussen Rijkswaterstaat (RIZA) en het zuiveringschap Oostelijk Gelderland. Doel van het onderzoek was om de relatie te leggen tussen effecten van het huidige mestbeleid en de samenstelling van het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Hupselse beek. Dit gebied is daarvoor bij uitstek geschikt vanwege de snelle respons van een belasting aan maaiveld op de afvoer door de beek.

Sinds het begin van de 70-er jaren is er in Nederland een sterke toename van het gebruik van meststoffen in de landbouw waarneembaar. Deze toename is deels op het conto van een verhoogd kunstmestgebruik te schrijven, maar vooral echter ook op dat van de intensieve veehouderij. De aantallen landbouwdieren zijn sterk toegenomen. De mate waarin sprake is van grondgebonden veeteelt is kleiner geworden. In 1985-86 bedroeg het mineralenoverschot aan fosfor en stikstof in de Nederlandse landbouw 93 miljoen kg P en 855 miljoen kg N (Van der Meer, 1991. In: Verkerk, 1991). In 1989 bedroeg de accumulatie in water en bodem 557 miljoen kg N, 84 miljoen kg P en 181 miljoen kg K (RIVM, 1991). Het atmosferische verlies aan stikstof in de vorm van emissie uit stallen, tijdens opslag en beweiding en bij het uitrijden bedroeg 194 miljoen kg in 1989 (RIVM, 1991). Het gevolg is dat de som van de toediening van mineralen via dierlijke mest en kunstmest per eenheid van oppervlak landbouwgrond in Nederland op een hoog niveau ligt. Aangezien de gewasafvoer in veel gevallen kleiner is dan de mestgift zijn er mineralenverliezen naar lucht, bodem en grondwater. De totale atmosferische depositie van meststoffen in Nederland bedraagt thans 30 tot 50 kg ha⁻¹ N en minder dan 1 kg ha⁻¹ P op jaarbasis.

Het mestbeleid in Nederland beoogt de verliezen van mineralen naar lucht, bodem en water te verminderen. Er zijn plafonds aan de mestgiften gesteld, uitrijbeperkingen in de tijd van kracht geworden en is een onderwerkplicht voor dierlijke mest vastgesteld (Ministerie van LNV, 1987). Gestelde normen zijn gebaseerd op P-giften. In de periode 1987-1990 mocht maximaal op grasland 250, op snijmais 350 en bouwland 125 kg ha⁻¹ P₂O₅ gegeven worden. In de periode 1991-1992 waren de maxima respectievelijk 200, 250 en 125 kg ha⁻¹ P₂O₅. In 1993 is de norm voor de P-gift op snijmais verlaagd naar 200 en in 1994 naar 150 kg ha⁻¹ P₂O₅. In de normering voor de derde fase van het mestbeleid zijn de maximale P-giften respectievelijk 135-150, 110 en 110 kg ha⁻¹ P₂O₅ (Schoumans en Kruijne, 1995).

Het stroomgebied van de Hupselse beek is gelegen in de Achterhoek tussen Groenlo en Eibergen. De hydrologische grenzen van het stroomgebied zijn goed bekend en het gebied heeft een dunne freatische aquifer, liggend op een ondoorlatend kleipakket van grote dikte. Hierdoor kunnen betrouwbare water- en stofbalansen opgesteld worden en is bovendien de gemiddelde verblijftijd van water in het gebied in de orde van grootte van enkele jaren. De samenstelling van grond- en oppervlaktewater in het gebied zal relatief snel reageren op veranderende stofbelastingen aan maaiveld in vergelijking tot andere delen van het Nederlandse zandgebied. Het stroomgebied van de Hupselse beek is daarom geschikt om als proefgebied te dienen voor de bestudering van de effecten van het mestbeleid. De snelheid waarmee een vermindering van de af- en uitspoeling van meststoffen naar klein oppervlaktewater zichtbaar wordt in de samenstelling van het water is voor dit stroomgebied naar verwachting relatief hoog. De reactiesnelheid wordt mogelijk ook beïnvloed door de bodemvoorraad aan nutriënten. Daardoor kan er sprake zijn van een langdurige nalevering, zodat de belasting van oppervlaktewater zich nog lang op een hoog niveau kan handhaven.

De voorliggende rapportage omvat de bewerking van gegevens uit de periode april 1985 tot en met maart 1994. De gebruikte gegevens zijn afkomstig uit eigen onderzoek en verkregen van derden, met name Rijkswaterstaat RIZA, waterschap Rijn en IJssel en de vakgroep Waterhuishouding van de LUW. Het rapport heeft tot doel een overzicht te geven van de water- en nutriëntenhuishouding (stikstof en fosfor) in het stroomgebied van de Hupselse beek. Centraal staat de relatie tussen de belasting van de bodem met meststoffen en de belasting van het klein oppervlaktewater door af- en uitspoeling van deze stoffen. Hierbij spelen het landgebruik, de waterhuishouding en de chemische eigenschappen van de bodem een grote rol. Gepoogd wordt via een beschrijving van de hydrologie en het nutriëntenhuishouding te verduidelijken hoe de fysisch-chemische waterkwaliteit van de Hupselse beek tot stand is gekomen. De stofvrachten van de beek worden geacht een goede maat te zijn voor de belasting van het kleine open water in het stroomgebied. Het verloop van de Cl-, N- en P-vrachten van de beek in de periode april 1985 tot en met maart 1994 wordt onderzocht om te bepalen of zich in de tijd veranderingen hebben voorgedaan en in welke mate. Het rapport beschrijft de verdeling van de jaarafvoer van de beek in afvoercomponenten met de bijbehorende verblijftijden. De omvang van de onderscheiden componenten wordt ingeschat mede met behulp van de stofvrachten van de beek.

Doelstellingen van het onderzoek zijn:

- a) kwantificering van de water- en nutriëntenhuishouding van het stroomgebied;
- b) evaluatie van mogelijke effecten van het mestbeleid op de diffuse belasting van het oppervlaktewater met meststoffen.

Onderzoek van de hydrologie van het stroomgebied, gericht op waterbalansen, de manier en route waarop water tot afvoer komt en de verblijftijdverdeling van water in de bodem is de basis voor de studie inzake de uit- en afspoeling van meststoffen. Zonder transport van water vindt er immers (vrijwel) geen belasting van het oppervlaktewater plaats.

2. GEBIEDSBESCHRIJVING

2.1. Ligging

Het stroomgebied van de Hupselse beek is gelegen tussen Groenlo en Eibergen ten Noordwesten van Winterswijk (figuur 2.1; zie ook bijlage 1). De grenzen van het stroomgebied zijn goed bekend. In het horizontale vlak zijn de oude spoordijk in het westen van het gebied waaronder de bodem verdicht is en (indirect) de isohypsen van het freatisch grondwater hiervoor verantwoordelijk. Verticaal gezien staan miocene en pliocene kleilagen garant voor een nagenoeg waterdichte afsluiting van het stroomgebied aan de onderzijde. De doorlaatfactor van de miocene klei is in de orde van grootte 10^{-4} m d^{-1} (Van Bergen *et al.*, 1987). Hierdoor kan het stroomgebied gezien worden als een grote lysimeter. Water kan het gebied op natuurlijke wijze slechts op twee manieren verlaten: via verdamping uit de bodem en door planten en via afvoer van de beek. De oppervlakte van het gebied bedraagt 650 ha. Rus en Van der Valk (1986) melden dat de waterscheiding in het noordoosten van het stroomgebied variabel is tengevolge van de aanwezigheid van een uitgeslepen geul in de miocene kleilaag. Hierdoor kan het oppervlak van het stroomgebied circa 20 ha groter zijn (3%). Met deze variatie wordt verder geen rekening gehouden. De maaiveldshoogte varieert tussen 24 en 33 m+N.A.P. (bijlage 1). De gemiddelde maaiveldshelling in het gebied bedraagt 0,8%.



Figuur 2.1: Geografische ligging stroomgebied Hupselse beek.

2.2. Klimatologie

Klimatologische cijfers voor het stroomgebied van de Hupselse beek worden gemeten op het automatisch weerstation 'Hupsel'. Meetgegevens worden automatisch naar het KNMI te De Bilt verstuurd. De veldwaarnemingen worden door Rijkswaterstaat uitgevoerd. De langjarig gemiddelde jaarsom van neerslag voor de periode 1961-1990 bedraagt ongeveer 770 mm. Dit getal is een gemiddelde van de nabijgelegen stations 'Winterswijk', 'Borculo', 'Rekken' en 'Lichtenvoorde'. De variatie in de maandsommen bedraagt ongeveer 30 mm waarbij in juli gemiddeld de maandsom het hoogst en in februari het laagst is. De variatie in decadesommen bedraagt ongeveer 20 mm (bijlage 2). De langjarig gemiddelde jaarsom van de referentie-gewasverdamping E_r volgens Makkink bedraagt 535 +/- 25 mm. Deze waarde is afgeleid uit de ruimtelijke verdeling van E_r over Nederland, gebaseerd op KNMI-cijfers. De jaarlijkse gang van E_r te Hupsel wordt geacht gelijk te zijn aan die, gemeten te Eelde, De Bilt en Beek L. (bijlage 2). Het verschil tussen de langjarig gemiddelde jaarsom van de neerslag en referentie-gewasverdamping volgens Makkink voor de periode 1961-1990 bedraagt voor Hupsel 225-250 mm.

Tabel 2.1: Gemiddelde gewasfactoren voor het groeiseizoen (KNMI en CHO-TNO, 1988).

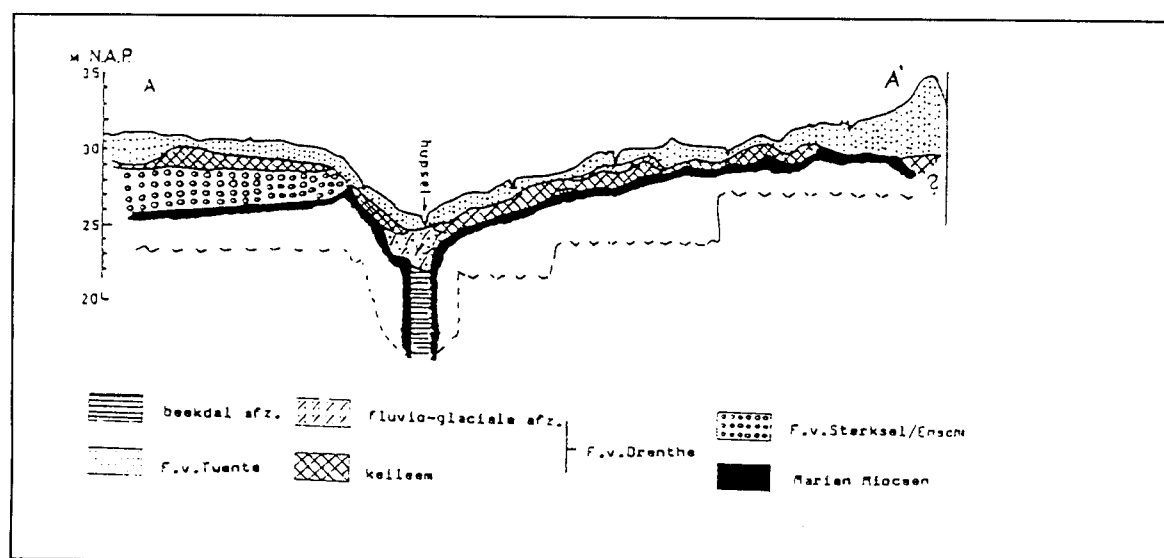
Gewas	Gewasfactor, groeiseizoen
gras	1,00
snijmais	1,07
naaldbos	1,26

Het landgebruik bestaat voor ruim 70% uit gras, voor bijna 20% uit bouwland, voornamelijk begroeid met snijmais, voor 4% uit bos en de rest uit bebouwing en dergelijke. De erbij behorende gewasfactoren zijn gemiddeld voor het groeiseizoen (tabel 2.1). Uit de HELP-tabellen voor bouwland en grasland op zandgrond/podzol vallen indicaties van gemiddelde vochttekorten tijdens het groeiseizoen af te leiden (Werkgroep HELP-tabel, 1987). De vochttekorten zijn sterk afhankelijk van het verloop en niveau van de grondwaterstand binnen het jaar. Het verloop van de grondwaterstand over het jaar kan gekenmerkt worden door de grondwatertrap (Gt). Om tot een goede schatting te komen moet de Gt-verdeling binnen het stroomgebied van de Hupselse beek meegenomen worden in de berekening. Een schatting voor het langjarig gemiddelde jaarlijkse vochttekort voor grasland op zand bedraagt 30-50 mm, voor bouwland op zand ongeveer 40-60 mm. Voor naaldbos wordt aangenomen dat er geen vochttekort optreedt. De landgebruiksverdeling levert een ruwe

schatting op van de langjarig gemiddelde actuele verdamping: $E_{\text{act}} = 510 \text{ mm} \pm 30 \text{ mm}$. Hierbij wordt aangenomen wordt dat 's winters de actuele verdamping gelijk is aan de potentiële. Dit betekent dat bij een konstant veronderstelde vocht- en grondwatervoorraad in het gebied de langjarig gemiddelde beekafvoer ongeveer 250 mm bedraagt. In de relatief droge periode 1970-1976 was de neerslag gemiddeld 713 mm en de afvoer 217 mm, indien geen rekening gehouden wordt met bergingsveranderingen. De actuele verdamping in deze periode was in de orde van grootte 500 mm op jaarbasis.

2.3. Bodemkunde en geohydrologie

Het bovenste gedeelte van de bodem in het gebied bestaat uit Pleistocene afzettingen. Het is opgebouwd uit fijne tot matig fijne dekzanden van de Formatie van Twente en keileem- en fluvioglaciale afzettingen van de Formatie van Drenthe. Plaatselijk komt ondiep keileem voor met een dikte van tot enkele dm's (Kruitwagen en Swinkels, 1986). Hierna volgen zandige rivierafzettingen van de Rijn, matig grove tot middelgrove zanden met hier en daar grind behorend tot de Formatie van Sterksel-Enschede. Met behulp van boringen en geoelektrisch onderzoek (Stuip en Boekelman, 1976) is de verbreiding van de miocene en pliocene klei bestudeerd. Deze afzettingen zijn van mariene oorsprong uit het Tertiair en behoren tot de Formatie van Breda. De top van de miocene klei bevindt zich tussen 10 en 30 m+N.A.P. en heeft een dikte van 30 tot 50 m (bijlage 1). In het grootste gedeelte van het gebied ligt het mioceen op minder dan 2 m-m.v. Een geologisch dwarsprofiel van het stroomgebied is te zien in figuur 2.2.



Figuur 2.2: Geohydrologisch dwarsprofiel stroomgebied Hupselse beek (Stuip en Boekelman, 1976).

Via de maaiveldshoogte en de diepteligging van de miocene klei is de maximale dikte van de freatische aquifer te bepalen. De aquifer bestaat uit de formaties van Sterksel-Enschede, Drenthe en Twente, afgezet in het pleistoceen. In het grootste deel van het gebied (90%

van de oppervlakte) is de dikte minder dan 2 m. Nabij het lozingspunt van de beek loopt de dikte snel op tot zo'n 18 m (bijlage 1). De invloed van de grondwaterberging die aldaar aanwezig is op de voeding van de beek is gering. De verzadigde doorlatendheid varieert tussen 5 en 40 m d⁻¹. De kD-waarden variëren tussen minder dan 10 en 400 m² d⁻¹. Echter, in 75% van het gebied is de doorlatendheid kleiner dan 100 m² d⁻¹ (Kruitwagen en Swinkels, 1986). Querner (1993) vond kD-waarden tussen 10 en 350 m² d⁻¹.

De Stichting voor Bodemkartering Wageningen heeft in 1982 regionaal bodemkundig en bodemfysisch onderzoek verricht (Wösten *et al.*, 1983). Voorkomende zandige bodemtypen zijn podzolgronden (veldpodzol Hn51, Hn52, Hn55 en laarpodzol cHn54), eerdgronden (enkeergronden zEZ54 en gooreerdgronden tZn52, tZn55, cZn54) en vaaggronden (vlakvaaggronden Zn52). Verder komen er sporadisch moerige gronden (dampodzolgronden zWz en broekeerdgronden zWp) en kleigronden (oude kleigronden tKx) in het gebied voor. Naar schatting 60% van het stroomgebied bestaat uit podzolgronden, 30% uit eerdgronden, ongeveer 7% uit oude kleigronden, 1% uit vaaggronden en <1% uit moerige gronden. In tweederde van het stroomgebied komt de toevoeging 'keileem en/of oude klei in de ondergrond beginnend tussen 40 en 120 cm-m.v.' voor. De grondwatertrappenkaart laat een gevarieerd beeld zien, voorkomende grondwatertrappen (Gt) zijn III, V, VI, VII (Wösten *et al.*, 1983). De verdeling van het oppervlak over de verschillende Gt's is geschetst in tabel 2.2 (Van Vuuren, 1981). Deze verdeling is redelijk representatief voor het oostelijk en zuidelijk zandgebied in Nederland.

Tabel 2.2: Globale verdeling oppervlakte stroomgebied Hupselse beek en twee deelstroomgebieden over de grondwatertrappen (Van Vuuren, 1981).

Afwaterend oppervlak [ha]	Percentage van het oppervlak per voorkomende Gt [%]					
		Gt III	Gt V	Gt V*	Gt VI	Gt VII
		grondwaterstand [cm-m.v.]				
	GHG	< 40	< 40	> 40	40-80	> 80
	GLG	80-120	> 120	> 120	> 120	> 160
650, gehele stroomgebied		12	58	21	8	1
86, deelstroomgebied 'Oost'		-	95	5	-	-
126, deelstroomgebied 'Zuid'		5	75	-	10	10

De onverzadigde zone kan hydrologisch gekarakteriseerd worden door middel van de vocht karakteristiek $\theta(h)$ en onverzadigde doorlatendheid $K(\theta)$. Uit Wösten *et al.* (1983) blijkt dat deze bodemfysische relaties per horizont bepaald zijn. Onderscheiden zijn de A-, B2-, C11-, C12-, D1- en D2-horizonten. Hopmans en Stricker (1987) hebben de ruimtelijke variabiliteit van deze bodemfysische relaties in het stroomgebied van de Hupselse beek onderzocht. De porositeit bedraagt 0,35-0,45. De berging in de onverzadigde zone varieert sterk met de tijd. In natte perioden is de bergingscoëfficiënt μ in de orde van grootte 0,01 (winter) en in droge tijden 0,1 (zomer). De berging in de onverzadigde zone bedraagt volgens Kruitwagen en Swinkels (1986) 10 mm 's winters tot 100 mm aan het einde van de zomer. Querner (1993) vond dat de vochtberging in de wortelzone van 0,3 m dikte varieert tussen 40 mm in de winter tot 110 mm 's zomers. Van Ommen konstateerde in 1985-1987 op een perceel preferente stroming in de onverzadigde zone, veroorzaakt door instabiele vochtfronten (Van Ommen, 1988). Hier wordt verder op ingegaan in par.3.2. Preferente stroming van water en transport van stoffen op de schaal van het stroomgebied kan een rol spelen in het transportproces. De analyse van de stofconcentraties en -vrachten kan wellicht duidelijkheid hierover verschaffen. In par.4.3.4 wordt hierop teruggekomen.

2.4. Drainage

Het gebied is tot halverwege de 60-er jaren zeer nat geweest. Na intensieve ontwatering en beekverbetering omstreeks 1967 heeft de landbouw zich kunnen ontplooien. Er is plaatselijk een dicht net van waterlopen aangelegd, met name in het zuidoosten. De Hupselse beek zelf is ongeveer 4 km lang, de zijtakken variëren in lengte van 300 tot 1500 m. Het verval ligt tussen 0,06 en 0,25%. Totaal bevindt zich ongeveer 43 km aan waterlopen in het gebied (Querner, 1993). Tussen 55 en 60% van de percelen is gedraineerd. Het gevolg is dat de interactie van grondwater en oppervlaktewater intensiever is geworden, met name in het oostelijk deel van het stroomgebied. De grondwaterstanden zijn door de ontwatering over het gehele gebied genomen gedaald met gemiddeld 0,5 m (Warmerdam, 1982). Ook is de frequentie van extreme afvoeren afgenomen (Jaski, 1983). De door drainage veroorzaakte gemiddeld lagere grondwaterstanden in het gebied hebben de bergingscapaciteit van de onverzadigde zone vergroot. De ontstane vertraging van het afvoerproces wordt echter door aanleg van drainbuizen en de uitgevoerde beekverbetering deels teniet gedaan. Hierdoor kunnen nog steeds afvoerpieken voorkomen, zoals in december 1993. Op 31-12-1993 is een 3-uur-som gemeten van ruim 4,7 mm bij een dagafvoer van bijna 17 mm d⁻¹.

2.5. Landgebruik

Het landgebruik binnen het stroomgebied is voornamelijk agrarisch. Ruim 70% is in gebruik als grasland. Op bijna 25% van het oppervlak vindt akkerbouw plaats; er wordt met name snijmais verbouwd (stand 1994; kartering SC-DLO, kaart LGN94). Hiermee komt het landbouwareaal op ruim 600 ha. Er vindt gewasrotatie plaats, niet alle graslandpercelen zijn als permanent grasland in gebruik. De procentuele verdeling echter over grasland en

akkerbouw is in de tijd ongeveer konstant. Het bosareaal beslaat 3% van het oppervlak, zowel naaldbos als loofbos komt voor in het gebied. De resterende 4% van het oppervlak wordt ingenomen door open water, verhard oppervlak zoals bebouwing, wegen en de in het noordwesten gesitueerde camping. In tabel 2.3 staan de percentages per landgebruik vermeld voor een 3-tal peiljaren.

Tabel 2.3: Landgebruik stroomgebied Hupselse beek. Bron: Rijkswaterstaat en SC-DLO (kaart LGN 92-94).

Jaar	1983	1986	1993
Landgebruik	[%]	[%]	[%]
gras	78.6	73.4	70.6
snijmais	12.5	17.3	17.7
aardappels	1.0	1.1	3.1
bieten	0.0	0.0	0.0
granen	0.1	0.3	1.0
kale grond	0.0	0.0	0.4
bos, naald	0.0	0.0	0.4
bos, loof	4.6	4.8	3.5
natuur, begroeid	0.0	0.0	0.0
bebouwing	3.2	3.1	3.4
Totaal	100	100	100

2.6. Meetnet

Het huidige meetnet binnen het stroomgebied van de Hupselse beek is tot stand gekomen na een grondige reductie van het meetnet eind 80-er jaren. In de huidige situatie is het automatisch weerstation van het KNMI 'Hupsel' gesitueerd in het noorden van het gebied. De neerslag wordt in 5 verschillende opstellingen gemeten, met een standaard 2 dm² regenmeter op 40 cm+m.v., een 2 dm² grondregenmeter, in het midden van een spatrooster van 1 m² geplaatst, een 2 dm² grondregenmeter in de zogenaamde 'Salland' opstelling (dubbele rand), de zogenaamde RECOVER voor de continue registratie van de neerslaghoeveelheid en met een continue registrerende automatische KNMI-regenmeter in een zogenaamde 'Engelse opstelling'. De windsnelheid wordt gemeten op 2 en 10 m+m.v. Verder wordt ter berekening van de referentie-gewasverdamping volgens Makkink (E_r) de globale straling gemeten. Ook de zonnenschijnduur, luchttemperatuur en relatieve luchtvochtigheid worden gemeten. Op het meteoveld vindt registratie van

grondwaterstanden en bodemvocht plaats. Het stroomgebied als geheel omvat een meetnet voor grondwaterstanden van 25 à 30 peilbuizen. Op een drietal locaties zijn in zijtakken van de Hupselse beek die deelstroomgebieden markeren meetstuwen geplaatst. Zo kunnen metingen verkregen worden van waterstanden, die om te rekenen zijn naar afvoeren met bijbehorende Q-h-relaties. De afvoer van de Hupselse beek wordt gemeten bij het lozingspunt, genaamd stuw 10A. Hier is een 5 ft. H-flume geïnstalleerd met een gecalibreerd meetbereik van $1,0 \text{ l s}^{-1}$ tot ruim $2,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Het Waterschap Rijn & IJssel bemonstert sinds 1970 maandelijks het beekwater te stuw 10A. Om een beter inzicht te krijgen in de dynamiek van stofconcentraties heeft van juni 1983 tot april 1984 een frequente bemonstering van het beekwater te stuw 10A plaatsgevonden. Nadien heeft de frequente bemonstering zich toegespitst op de winterperiode. 's Zomers valt het meetpunt stuw 10A binnen het routinematige meetnet van het waterschap Rijn & IJssel Dit betekent dat 's zomers per maand een watermonster genomen wordt. Tijdens de winters 1984/85 en 1986/87 is beekwater tijdsafhankelijk bemonsterd met handmatige bediening van monsterapparatuur. Uit onderzoek van Steenvoorden en Hoeijmakers (1983) is gebleken dat het voor het berekenen van stofvrachten in oppervlaktewater beter is afvoerafhankelijk te bemonsteren. In 1988 is apparatuur geplaatst die het mogelijk maakt automatisch watermonsters te nemen per elke 1 mm afvoer via de beek. Dit komt overeen met een monsterfrequentie van 1 monster per 6500 m^3 afvoer. Na voorkomende storingen verholpen te hebben draait de apparatuur sinds de winter 1990/91 goed (mondelinge mededeling Witte, 1993). Na de monsternamen komen de ongefiltreerde en niet aangezuurde monsters terecht in de carroussel van het monsternamenapparaat dat in zijn geheel in een koelkast staat bij een temperatuur van $+4^\circ\text{C}$. Binnen enkele dagen na monsternamen vinden transport van monsters naar het Waterschap Rijn & IJssel en daarna de analyse plaats.

In tegenstelling tot de bemonstering van het oppervlaktewater heeft de grondwaterbemonstering geen regulier karakter. Het grondwater is sporadisch op een aantal locaties bemonsterd door het waterschap Rijn & IJssel alsmede door studenten in het kader van een stage of afstudeeropdracht.

De meeste oppervlaktewatermonsters zijn geanalyseerd op fysisch-chemische parameters als N-Kjeldahl, ammonium (NH_4^+), nitriet (NO_2^-), nitraat (NO_3^-), ortho-fosfaat, totaal opgelost fosfaat, zuurgraad (pH), elektrische geleidbaarheid (EC) en chloride (Cl^-). Soms omvat de analyse de gehele ionenbalans (4.3.3). In het laboratorium worden de watermonsters gefiltreerd en aangezuurd alvorens deze te analyseren. Ter bepaling van N-Kjeldahl worden de monsters ongefiltreerd geanalyseerd.

3. HYDROLOGIE

3.1. Inleiding

- De belangrijkste transportroutes die door het water en daarin opgeloste stoffen gevolgd worden op weg naar het open water zijn:

–

- **oppervlakkig** : over het maaiveld via oppervlakte-afvoer en zeer ondiep door greppels als gevolg van schijnspiegels boven slecht doorlatende lagen;
- **ondiep** : door afvoer via het bovenste grondwater naar drainbuizen en ondiepe sloten;
- **diep** : door afvoer van grondwater naar hoofdwatgangen.

De grondwaterafvoer kan onderscheiden worden in ondiepe en (relatief) diepe grondwaterafvoer. Ondiepe grondwaterafvoer vindt plaats via drainbuizen en sloten, diepe via de hoofdtak(ken) van de Hupselse beek. Nutriënten kunnen ook direct in het open water terechtkomen door neerslag, door lozing van meststoffen of onzorgvuldig bemesten. De 'lengten' van de genoemde routes hangen sterk af van de afstand van de locatie waarop een waterdeeltje zich bevindt tot een ontwateringsmiddel. De aanwezigheid van drains en vele waterlopen in het gebied verkort de transportroutes. Op basis van de transportroutes kunnen snelle en langzame afvoercomponenten onderscheiden worden met de bijbehorende verblijftijden.

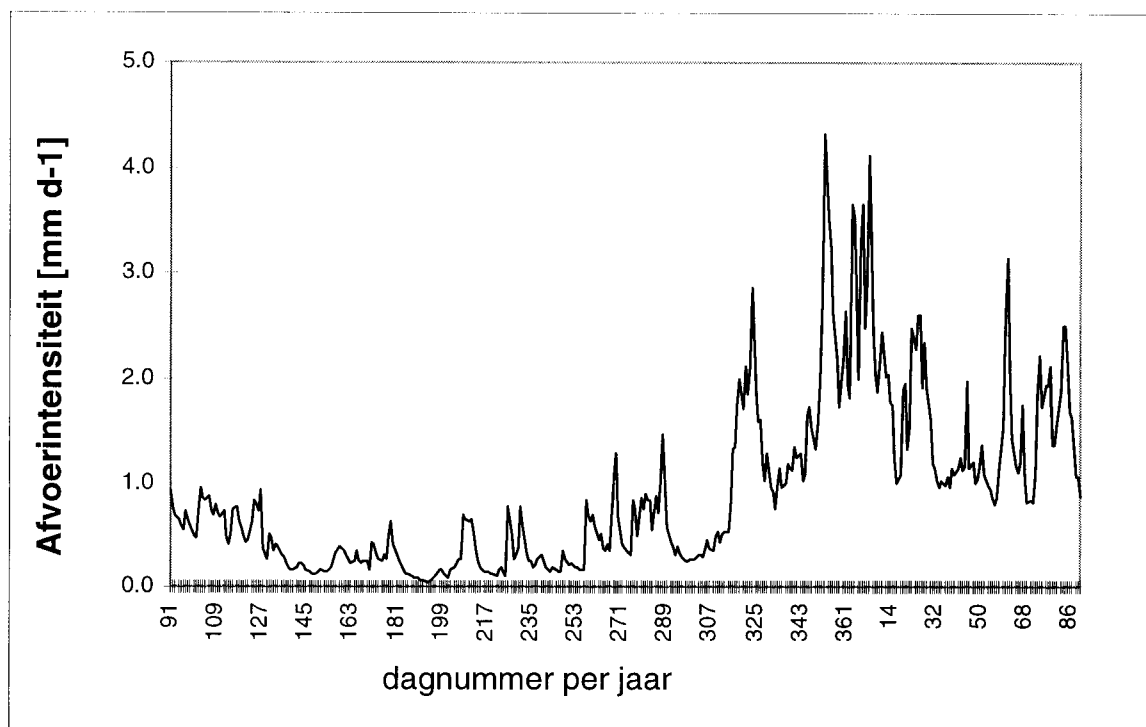
3.2. Afvoercomponenten en verblijftijden

De geohydrologische opbouw van het stroomgebied is globaal geschetst in hoofdstuk 2. De berging van water in de freatische aquifer is voornamelijk mogelijk in de onverzadigde zone. Het gebied kent een sterke ontwatering. Variatie van vochtfronten, grondwaterstanden en ontwateringsmiddelen resulteren in een ruimtelijk en temporeel variabele verblijftijdverdeling. De temporele variatie kan wellicht vereenvoudigd worden door het onderscheiden van een zomer- en een wintersituatie. 's Zomers is er sprake van een neerslagtekort. Neerslag leidt pas in het geval van hevige buien tot merkbare afvoerveranderingen bij stuw 10A. Dientengevolge vindt in het zomerhalfjaar van april tot en met september circa 20% van de totale jaarafvoer plaats en in de wintermaanden 80%. Bij aanhoudende droogte komt het voor dat de Hupselse beek 's zomers, met name in juli en augustus, geen water afvoert. In figuur 3.1 zijn de gemiddelde dagafvoeren te zien voor de hydrologische jaren over de periode 1985-1993. Verdere maandgegevens van de afvoer zijn te vinden in bijlage 3.

Onder afvoercomponenten worden de mogelijke manieren verstaan waarop water het open water kan bereiken over of door de bodem. Neerslag die direct op open water valt wordt hierin niet betrokken. Afvoercomponenten zijn onlosmakelijk met de verblijftijdverdeling

verbonden. In het algemene geval kunnen de volgende afvoercomponenten onderscheiden worden:

- oppervlakte-afvoer;
- interflow;
- greppelafvoer;
- ondiepe grondwaterafvoer;
- diepe grondwaterafvoer.



Figuur 3.1: Gemiddelde dagafvoeren Hupselse beek, periode april 1985 - maart 1994. Dagnummer 1 = 1 januari.

Oppervlakte-afvoer is de stroming van water over het maaiveld naar open water. Deze afvoercomponent treedt op indien de neerslagintensiteit groter is dan de infiltratiecapaciteit van de bodem aan het maaiveldoppervlak maar vooral indien tijdens neerslag de berging van water in het bodemprofiel reeds volledig opgevuld is. Oppervlakte-afvoer vertoont een grillig karakter, zowel ruimtelijk als temporeel. Optredende neerslagintensiteiten, bergingsmogelijkheden van water in de bodem en op het maaiveld, de mogelijk heterogene infiltratiecapaciteit van de bodem en de dichtheid van waterlopen in een gebied zijn belangrijke factoren die bepalen of water, stromend over het maaiveld, daadwerkelijk open water kan bereiken. De berging op het maaiveld is sterk afhankelijk van het landgebruik en de helling van het bodemoppervlak. De infiltratiecapaciteit van grasland is vrijwel altijd lager dan die van bouwland. Dit wordt veroorzaakt door een verdichte bodemlaag van de bodem na meer of minder intensieve betreding door vee (Thunnissen, 1987). Wierda (1990) geeft aan dat de infiltratiecapaciteit ruimtelijk en temporeel sterk variabel is. Verder spelen volgens hem textuurverschillen geen belangrijke rol. Het geteelde gewas is daarentegen wel

van belang vanwege de gewasafhankelijke grondbewerking(en). Volgens hem is bij lage neerslagintensiteiten de berging in het bodemprofiel van belang en bij hoge intensiteiten de verzadigde doorlatendheid van de bodem.

Interflow wordt gedefinieerd als voornamelijk laterale stroming naar ontwateringsmiddelen van bodemwater boven het freatisch vlak tengevolge van schijnspiegels. Interflow kan optreden indien bodemlagen in de onverzadigde zone onvoldoende doorlatend zijn om ongehinderd verticaal transport van water mogelijk te maken. In deze situaties ontstaan genoemde schijnspiegels. Ook interflow vertoont een grillig karakter. Interflow kan pas werkelijk een rol van betekenis spelen in het afvoerproces als schijnspiegels optreden in de nabijheid van ontwateringsmiddelen. Interflow is zichtbaar wanneer water in de sloot uittreedt boven het niveau van het slootpeil. Metingen van de interflow zijn echter zeer moeilijk uitvoerbaar. Hierdoor wordt de kwantificering ervan sterk bemoeilijkt.

Grondwaterafvoer naar open water kan optreden via de aanwezige drains of direct door het uittreden van grondwater uit de slootbodem of slootwand in een waterloop. In Hupsel speelt alleen ondiepe grondwaterafvoer een rol. Diepe grondwaterafvoer in de zin van afvoer van kwelwater treedt in Hupsel niet op. Met grondwaterafvoer wordt in het navolgende dan ook ondiepe grondwaterafvoer bedoeld.

Tijdens de winterperiode maar ook in sommige gevallen 's zomers reageert de afvoer bij stuw 10A binnen een aantal uren op neerslag. Deze snelle respons kan het gevolg zijn van het optreden van:

- a. oppervlakte-afvoer;
- b. interflow;
- c. 'snelle' grondwatervoeding door preferente stroming in de onverzadigde zone en/of druktransport, gevolgd door drainage;
- d. hysteresis in het niet-lineair verband tussen grondwaterstand en afvoer.

Ad a.

Volker (1974, 1975) bestudeerde de concentratie van de natuurlijke stabiele isotoop ^{18}O in afvoergolven van de Hupselse beek om grondwaterafvoer van oppervlakte-afvoer te onderscheiden. Hij stelde vast dat een afvoerpiek van november 1972 ongeveer 7 uur na de maximale neerslagintensiteit optrad. Tussen 10 en 25% van de beekafvoer bestond uit water dat qua samenstelling sterk leek op regenwater. De genoemde percentages zijn weliswaar aan de hoge kant, maar oppervlakte-afvoer moet volgens Volker zijn opgetreden. Mook *et al.* (1974) rapporteren dat 13% van het volume water van een neerslaggebeurtenis binnen enkele dagen tot afvoer komt. Van Vuuren (1981) geeft aan dat de kans op het optreden van oppervlakte-afvoer seizoensafhankelijk is. 's Zomers zijn buien van tenminste 10 mm nodig, 's winters kan reeds een bui van >1 mm voldoende zijn om oppervlakte-afvoer te veroorzaken. Een en ander hangt onder meer sterk af van de vochttoestand van de

bovengrond en de grondwaterstand. Thunnissen (1987) meldt dat oppervlakte-afvoer aangetoond kan worden aan de hand van meetgegevens voor de periode juni 1983 tot en met april 1984. Querner (1993) concludeert dat oppervlakte-afvoer 's zomers 2-3% van piekafvoeren voor zijn rekening neemt, globaal overeenkomend met een bijdrage van $0,1 \text{ mm d}^{-1}$. Volgens Kruitwagen en Swinkels (1986) varieert de infiltratiecapaciteit van de bovengrond tussen 10 en 100 mm uur^{-1} . De neerslagintensiteiten variëren van 1 tot 10 mm uur^{-1} . Hierdoor zal oppervlakte-afvoer zich alleen daar voordoen waar de berging in het bodemprofiel gering is en grondwaterstanden tot nabij of in het maaiveld komen. Het is echter mogelijk dat bijvoorbeeld lokale bodemverdichting door trekkersporen of de aanwezigheid van een ploegzool tot plassen op het maaiveld kan leiden. Of het dan ook daadwerkelijk tot oppervlakte-afvoer komt hangt van lokale factoren af, onder andere van het micro-reliëf. Het optreden ervan lijkt daarmee op een toevalsproces. Samengevat lijkt het onwaarschijnlijk dat oppervlakte-afvoer 's zomers optreedt, tenzij grote neerslagintensiteiten optreden ($>10 \text{ mm uur}^{-1}$). 's Winters is de kans groter op het plaatselijk voorkomen van oppervlakte-afvoer, voornamelijk veroorzaakt door een geringe bergingscapaciteit van de bodem.

Ad b.

Indien in Hupsel interflow een rol van betekenis speelt zal dit verschijnsel zich vooral voordoen op locaties waar de aanwezigheid van keileem tot schijnspiegels leidt. Op 50 tot 60% van het oppervlak van het stroomgebied komt ondiep keileem en/of oude klei voor, beginnend tussen 0,4 en 1,2 m-m.v. Het verschijnsel interflow is moeilijk te kwantificeren, niet in het minst vanwege de problemen die het meten van dit verschijnsel met zich meebrengt. Het is mogelijk dat de locaties waar interflow zich kan voordoen van buisdrainage voorzien zijn, al dan niet gepaard met het scheuren van de aanwezige leemlaag. Indien dit laatste het geval is zal de bijdrage van interflow aan het afvoerproces dalen. Over de specifieke aanleg en aanwezigheid van drainbuizen op de genoemde locaties is weinig of geen informatie bekend. Vastgesteld kan worden dat de rol van het verschijnsel interflow 'vaag' blijft en zonder meetcampagne of simulaties met computermodellen niet nader kwantificeerbaar is.

Ad c.

Preferente stroming kan optreden via macroporiën (Beven en Germann, 1982) of door het optreden van instabiele vochtfronten in de onverzadigde zone (De Rooij, 1996; Ritsema, 1998; Dekker, 1998). Instabiele vochtfronten ontstaan in vocht-afstotende gronden, bij niet homogeen verdeelde vochtgehalten in de onverzadigde zone of door sprongsgewijze veranderingen in de doorlatendheid van de bodem, bijvoorbeeld veroorzaakt door horizontale gelaagdheid. Het optreden van instabiele vochtfronten hangt ook sterk af van het microreliëf van het maaiveld. Indien de bovenste bodemlaag waterafstotend is zal neerslagwater lokaal over het maaiveld stromen naar diepere delen waar zich een waterlaag kan vormen. Afhankelijk van de mate waarin de bodem waterafstotend is, is al dan niet een grote overdruk nodig in de vorm van een 'dik' waterlaagje om infiltratie van water vanuit

deze dieper gelegen bodemdelen te initiëren. Wat betreft preferente stroming is verder ook de structuur van de bovengrond van belang, welke samenhangt met het landgebruik. Preferente stroming is een zeer dynamisch proces in de tijd en in de ruimte. Het Staringcentrum verricht momenteel onderzoek naar het voorkomen ervan op verschillende locaties in Nederland. In de periode augustus 1993 tot en met september 1994 hebben ook vochtmetingen plaatsgevonden naast het meteostation 'Hupsel' om de ruimtelijke variabiliteit van bodemvochtgehalten te onderzoeken (Van Dam *et al.*, 1996).

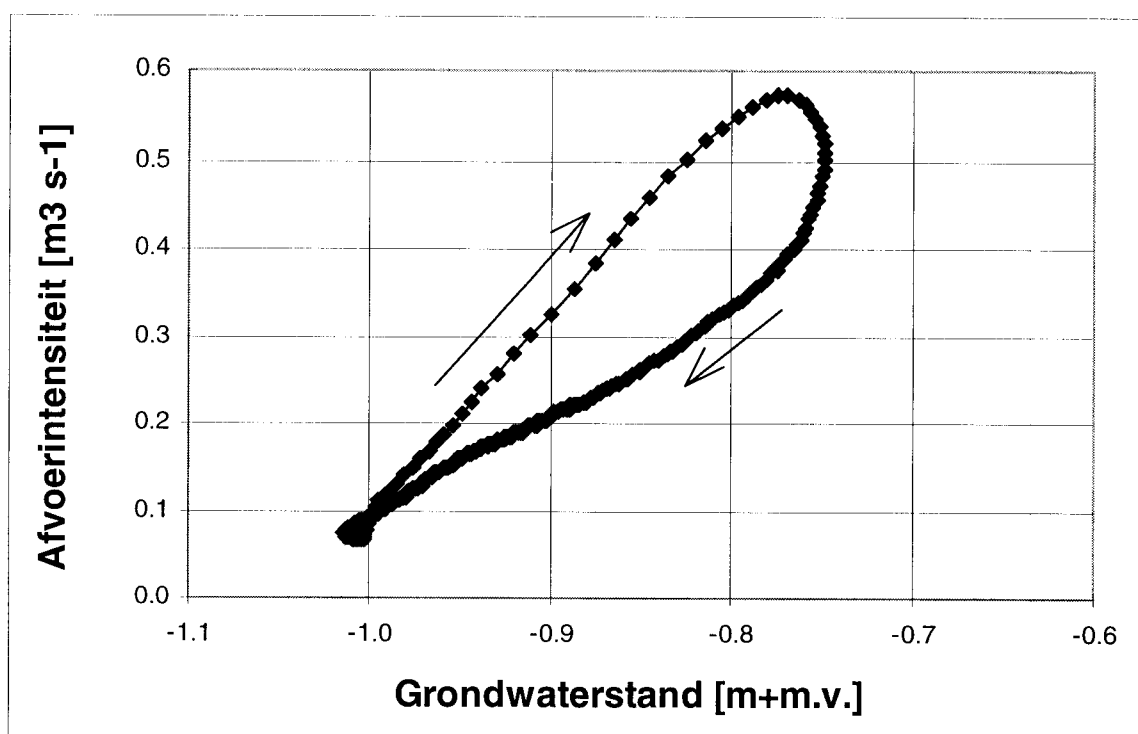
De bijdrage van drainafvoeren aan de totale afvoer is groot. Dit geldt met name voor de winterperiode. Een veldexperiment betreffende het water- en stoftransport naar een drain is van medio december 1985 tot en met maart 1987 uitgevoerd door Van Ommen (1988). Er zijn een tweetal meetperioden te onderscheiden, te weten 12-12-1985 tot en met 19-6-1986 en van 19-11-1986 tot en met 27-3-1987. De neerslag, gemeten te station 'Hupsel' met een 2 dm² grondregenmeter bedroeg voor de eerste periode 472 mm, de afvoer van de drain 352 mm. De tweede periode gaf een neerslaghoeveelheid van 373 mm te zien terwijl de drainafvoer 233 mm groot was. Op 12 december 1985 is een tracer in de vorm van kaliumbromide (KBr) toegediend op het maaiveld. Op het eind van de eerste meetperiode was 53% van de tracer via de drain tot afvoer gekomen. Dit betekent dat de helft van de gevallen neerslag binnen 6 maanden tot afvoer is gekomen. Van Ommen schreef de snelle doorbraak van de tracer bromide in het drainwater toe aan preferente stroming van water in de onverzadigde zone. De gemeten doorbraak was bijna een factor twee sneller dan op basis van Darcy-stroming verwacht kon worden.

De dikte van de freatische aquifer onder het proefveld varieert van 0,5 tot bijna 1,5 m. De snelle doorbraak van de tracer kan ook (mede) veroorzaakt zijn door een snellere drainage van het grondwater in het ondiepe gedeelte van het watervoerend pakket, in vergelijking met drainage van het grondwater in het diepere gedeelte. Een andere mogelijkheid is het optreden van zogenaamd druktransport. Ter hoogte van de grondwaterspiegel is de drukhoogte van bodemvocht in het bodemprofiel bijna gelijk aan de atmosferische druk. Als de bergingsmogelijkheden van vocht in het onverzadigd bodemprofiel beperkt zijn is kwantitatief gezien weinig water nodig om de bodem te verzadigen en de drukhoogte in de zone vlak boven de grondwaterspiegel atmosferisch te laten worden. Hierdoor kan de grondwaterstand stijgen zonder dat er veel watertransport plaatsvindt. Een thans lopend veldexperiment op een perceel naast het meteostation 'Hupsel' wijst uit dat de drainafvoer in de winter qua hoeveelheid meer dan 70% van de neerslag in die periode bedraagt (Van den Eertwegh en Warmerdam, 1993 en El Aboudi, 1993). 's Zomers echter kunnen door optreden van preferente stroming in de onverzadigde zone grondwaterstanden snel stijgen. Hierdoor kunnen drains in werking treden. Eind juli 1993 is dit laatste het geval geweest. Dit is echter toe te schrijven aan de grote hoeveelheid neerslag die in de maand juli gevallen is: ongeveer 165 mm. Hierdoor is de berging in de onverzadigde zone beperkt geworden en heeft grondwatervoeding plaatsgevonden.

Ad d.

Als hysteresis in het niet-lineair verband tussen grondwaterstanden en afvoeren bij stuw 10A als mede-verantwoordelijk gezien wordt voor de snelle reactie van de afvoer op neerslag, dan moet dit verschijnsel gepaard gaan met preferente stroming.

Grondwaterstanden dienen immers snel te stijgen om korte reactietijden van de afvoer op neerslag te verwezenlijken. In figuur 3.2 is de relatie tussen grondwaterstanden gemeten op het meteoveld Hupsel en afvoeren bij stuw 10A geschetst voor de periode 11-12-1992 tot en met 18-12-1992. Te zien is dat bij een stijgende grondwaterstand (bovenste deel van lus) de beekafvoer tot 50% groter is dan bij dezelfde grondwaterstand in een dalende tendens. Dit betekent dat de afvoer hoger is bij stijgende dan bij dalende grondwaterstanden. Of dit verschijnsel voor het gehele stroomgebied tegelijkertijd en overal optreedt is onduidelijk.



Figuur 3.2: Verband tussen grondwaterstand te meteoveld Assink (x-as) en afvoer Hupselse beek te stuw 10A (y-as). Periode: 11-18 december 1992.

Een tweede vorm van hysteresis betreft hysteresis in de waterretentiekarakteristiek. Deze hysteresis houdt volgens de definitie van CHO-TNO (1986) in dat bij (her)bevochtiging het vochtgehalte lager is dan bij uitdroging als steeds gelijke zuigspanningen met elkaar worden vergeleken. Dit heeft tot gevolg dat bij bevochtiging de onverzadigde doorlatendheid kleiner is dan bij uitdroging bij gelijke vochtgehalten. Bij bevochtiging van de bodem tijdens neerslag verplaatst het vochtfront zich langzamer dan tijdens uitdroging. Hierdoor werkt deze hysteresis een snelle reactie van de afvoer op neerslag tegen. Dit betekent dat het netto effect van beide vormen van hysteresis in de onverzadigde zone en in het verband tussen grondwaterstand en afvoer gering kan zijn; hier wordt niet nader op ingegaan.

De verblijftijden van water in het gebied zijn direct gekoppeld aan de afvoercomponenten. Water dat in de vorm van neerslag direct op het open water valt heeft een verblijftijd van maximaal enkele uren. Dit geldt ook globaal voor oppervlakte-afvoer (Mook *et al.*, 1974). Interflow heeft langere verblijftijden tot gevolg. Een schatting hiervoor ligt in de orde van grootte van één tot enkele dagen (Mook *et al.*, 1974). Als water eenmaal geïnfiltreerd is in de bodem moet de onverzadigde zone doorlopen worden. In Hupsel zal dit naar schatting tot maximaal enkele maanden in beslag nemen gedurende de wintermaanden. 's Zomers kan dit water opgenomen worden door planten en zal in het algemeen een kleine fractie van de neerslag de verzadigde zone bereiken. Als het water in de verzadigde zone terecht is gekomen kan de volgende benadering voor de verblijftijd van grondwater in de verzadigde zone gebruikt worden (Ernst, 1973):

$$z/D = 1 - \exp(-I \cdot t / p \cdot D)$$

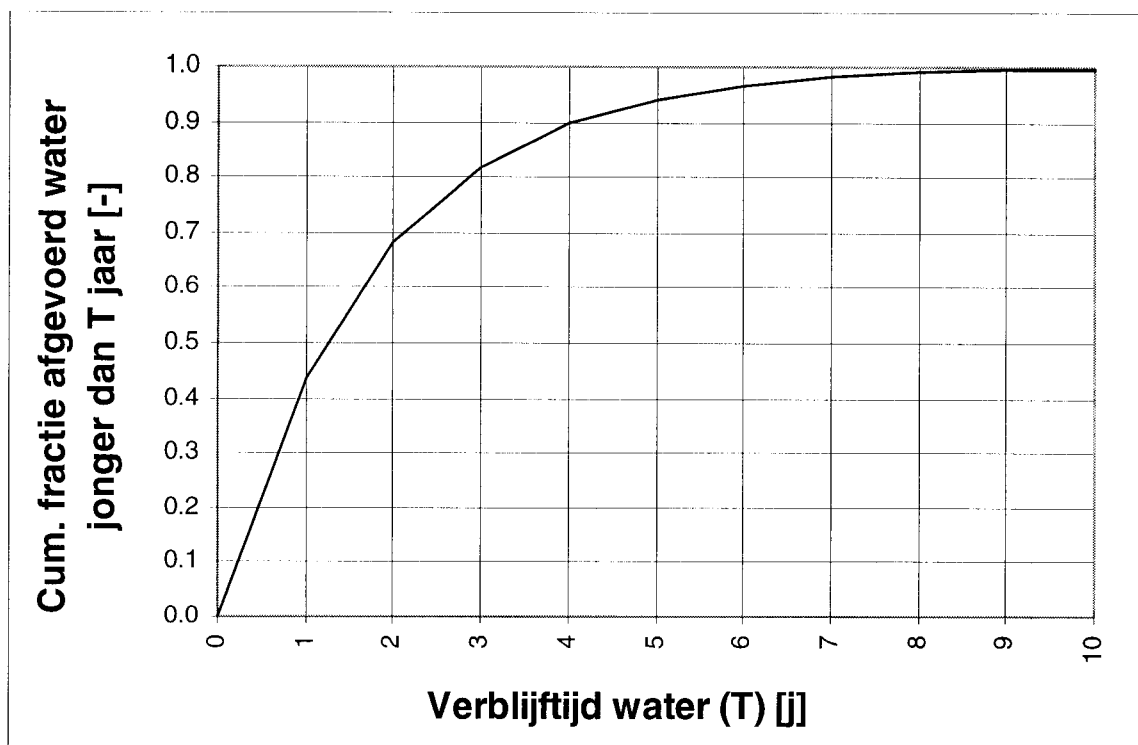
waarin:

z/D	: gedeelte van afgevoerd water jonger dan t jaar [-];
z	: diepte [m];
D	: dikte aquifer [m];
$\exp$	: de exponentiële functie
I	: voeding van grondwater [m j^{-1}];
t	: verblijftijd van het grondwater in bodem [j];
p	: porositeit aquifer [-].

In figuur 3.3 is het resultaat van een berekening met de benadering van Ernst voor het Hupselse beek gebied te zien. Hiervoor zijn parameterwaarden gekozen op basis van de hieraan voorafgaande tekst, zoals een dikte van de verzadigde zone van 1,5 m, een porositeit van 0,35 en een neerslagoverschot van 300 mm j^{-1} . Een en ander betekent dat de verblijftijd van water in het stroomgebied van de Hupselse beek meestal beperkt blijft tot enkele jaren. Uitgaande van een bergingscoëfficiënt van 0,1 schatten Kruitwagen en Swinkels de verblijftijden voor grondwater tussen 100 en 1000 dagen (Kruitwagen en Swinkels, 1986). De aanwezigheid van drainbuizen leidt, gegeven de dunne aquifer, niet tot een verkorting van de verblijftijden in de bodem. De geschatte verblijftijd van water dat via de ondiepe componenten tot afvoer komt is in de orde van grootte van 1 uur tot enkele dagen. Grondwater heeft een verblijftijd van enkele maanden tot 10 jaar waarbij 40% van het water minder dan 1 jaar in de bodem verblijft en 92% binnen 5 jaar tot afvoer komt.

Samengevat kunnen in het stroomgebied van de Hupselse beek oppervlakkige afvoercomponenten zoals oppervlakte-afvoer, interflow en greppelafvoer, en ondiepe en diepe grondwaterafvoer onderscheiden worden. Oppervlakkige afvoercomponenten zullen in het verdere verloop van de tekst onder één noemer gevat worden omdat bij gebrek aan metingen en kwantitatieve kennis een scheiding (nog) niet mogelijk is. Op basis van de

waterbalans van het stroomgebied (3.2.3), de meting van drainafvoeren (4.3.3) en de te berekenen stofvrachten die via de beek het stroomgebied verlaten (4.3.5) zal in 4.3.6 een kwantificering van de genoemde afvoercomponenten plaatsvinden.



Figuur 3.3 : Cumulatieve verblijftijdverdeling van grondwater in de verzadigde zone voor de specifieke situatie te Hupsel (berekend volgens Ernst, 1973, met parameterwaarden: $D=1,5$ m, $p=0,35$, $l=0,3$ m j^{-1})

3.3. Waterbalans stroomgebied

De waterbalans moet gezien worden als meest wezenlijk onderdeel van de beschrijving van de hydrologie van een stroomgebied. Het stroomgebied van de Hupselse beek kan als een grote lysimeter worden beschouwd, door de geohydrologische opbouw van de ondergrond en de topografie. Het is daarom mogelijk een betrouwbare waterbalans op te stellen.

De waterbalans voor het stroomgebied van de Hupselse beek bevat de volgende termen (op jaarbasis):

P	:	neerslag [mm j^{-1}];
E_a	:	actuele verdamping van bodem en gewas [mm j^{-1}];
Q	:	afvoer van de beek, gemeten te stuw 10A [mm j^{-1}];
dS	:	bergingsverandering in onverzadigde en verzadigde zone van de bodem en in open water [mm j^{-1}].

Neerslag en afvoer worden continu gemeten. De actuele verdamping kan geschat worden door de referentie-gewasverdamping volgens Makkink, berekend op basis van lokale

meetgegevens, te vermenigvuldigen met een gebiedsgemiddelde gewasfactor en vervolgens een geschatte of berekende verdampingsreductie hiervan af te trekken. Wanneer de neerslag, afvoer en bergingsverandering bekend zijn kan de actuele verdamping uit de waterbalans ook berekend worden als restpost. De voor deze rapportage onderzochte waterbalansperiode loopt van april 1985 tot en met maart 1994. Er zijn hydrologische jaren gebruikt, deze starten in april en eindigen in maart.

3.3.1. Neerslag

In het gebied bevindt zich een meteostation van het KNMI. Op dit station staan een aantal regenmeters opgesteld, zowel automatisch registrerende als handregenmeters. De gegevens van de handregenmeters zijn gebruikt omdat dagwaarnemingen volstaan voor de bepaling van de waterbalans. Op het meteoveld staan de volgende handregenmeters opgesteld:

1. HB007: hoogte 0 cm+m.v., 2 dm² grondregenmeter;
2. HB008: hoogte 40 cm+m.v., 2 dm² standaard regenmeter;
3. HB017: hoogte 0 cm+m.v., 2 dm² grondregenmeter in 'Salland'-opstelling.

De opvangopening van de drie regenmeters heeft een oppervlak van 2 dm². De 'Salland'-opstelling betreft een regenmeter met een dubbele ring. Alleen regendruppels die in de binnenste ring terechtkomen worden gemeten. De buitenste ring grenst aan het maaiveld. De andere grondregenmeter is geplaatst middenin een spatrooster van 1 m². Voordeel van de grondregenmeters is dat door de lage opstellingshoogte de zogenaamde windfout beperkt wordt (Buishand en Velds, 1980). De zogenaamde benattingsfout blijft bestaan, hetgeen geldt voor alle genoemde regenmeters.

De jaarsommen van de neerslag, gemeten met de voor deze rapportage gebruikte handregenmeters, staan vermeld in tabel 3.1. Te zien is dat de standaard regenmeter doorgaans de geringste hoeveelheid neerslag vangt, de grondregenmeter in de 'Salland'-opstelling de grootste. De grondregenmeter vangt op jaarbasis tussen ruim 2 en 8% meer neerslag dan de standaard regenmeter, gemiddeld voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 bijna 4%. Dit komt goed overeen met de waarde van 4% die gevonden is voor de periode 1972-1979 (Warmerdam, 1981). De grondregenmeter in de 'Salland'-opstelling vangt op jaarbasis tussen ruim 4 en bijna 12% meer dan de standaard regenmeter, gemiddeld 6,8%. Voor de periode 1972-1979 werd gemiddeld 5% gevonden (Warmerdam, 1981). Uit de waarnemingen blijkt dat de opstelling van de regenmeter grote invloed heeft op de gemeten hoeveelheden. Vooralsnog wordt geen keuze gemaakt voor de regenmeter van welke de data in de balansberekeningen gebruikt worden. Deze keuze kan namelijk mede uit de berekeningen van de waterbalans volgen. Van regenmeters die bovengronds zijn opgesteld, zoals de standaard regenmeter, is echter bekend dat ze minder neerslag vangen dan daadwerkelijk op de bodem terechtkomt, veroorzaakt door de meetfout tengevolge van het windeffect (Buishand en Velds, 1980). De standaard regenmeter kan dus systematisch te weinig neerslag meten. Van de 'Salland'-opstelling is bekend dat de

afstand tussen de binnen- en buitenring aan de kleine kant is. Hierdoor kunnen vooral grote waterdruppels die reeds op de bodem terecht zijn gekomen alsnog in de regenmeter spatten. Deze regenmeter kan dus systematisch teveel neerslag meten. Bij de bespreking van de restpost van de waterbalans wordt hier nader op ingegaan.

Tabel 3.1: Jaarsommen neerslag handregenmeters Hupselse beek, periode 1985-1994.

Hydrologisch jaar	Neerslag jaarsom [mm]		
	grond	standaard	'Salland'
1985*	863	827	895
1986	803	768	837
1987	1063	1026	1099
1988	753	732	778
1989	697	675	718
1990	778	748	801
1991	727	699	755
1992	759	740	778
1993	1144	1117	1166
gemiddeld 1985-1993	843	814	870
	103,6%	100%	106,9%

*: april 1985 tot en met maart 1986.

3.3.2. Verdamping van bodem en gewas

Tot 1987 heeft het KNMI verdampingscijfers in de vorm van de open water verdamping volgens Penman (symbool E_0) gepubliceerd voor de belangrijkste weerstations. In 1987 is het instituut overgestapt op publicatie van de referentie-gewasverdamping volgens Makkink (symbool E_r ; KNMI en CHO-TNO, 1988). Beide reeksen verdampingscijfers geven de

potentiële verdamping weer, respectievelijk van een open water oppervlak en een referentie-gewas. In de zomermaanden geldt gemiddeld:

$$E_r = 0,8 E_0$$

waarin:

- E_r : referentie-gewasverdamping volgens Makkink [mm];
 E_0 : open water verdamping volgens Penman [mm].

De verhouding tussen E_0 en E_r op maandbasis is voor station 'De Bilt' bepaald, gebruik makend van de reeks te De Bilt van 1965 tot en met 1985 (tabel 3.2; KNMI en CHO-TNO, 1988). Opgemerkt dient te worden dat buiten het zomerseizoen de genoemde verhouding niet zo betrouwbaar is vanwege de minder betrouwbare Makkink-cijfers in de winterperiode. De toepassing van de verhoudingsgetallen is echter niet zo problematisch omdat 's winters de verdamping absoluut gezien niet groot is in vergelijking met de verdamping in de zomermaanden.

Tabel 3.2: Verhouding open water verdamping Penman en referentie-gewasverdamping volgens Makkink voor 'De Bilt' (KNMI, CHO-TNO, 1988).

Maand	$E_r : E_0$
januari	1,75
februari	1,11
maart	0,74
april	0,75
mei	0,76

juni	0,75
juli	0,77
augustus	0,83
september	0,87
oktober	1,15
november	1,58
december	1,67

Het referentie-gewas is een kort gewas met een droog oppervlak en een optimale watervoorziening. De referentie-gewasverdamping dient met zogenaamde gewasfactoren vermenigvuldigd te worden om de potentiële verdamping voor een specifiek gewas te bepalen (KNMI en CHO-TNO, 1988). Vervolgens kunnen optredende vochttekorten, met name in de zomerperiode, tot een reductie van de verdamping leiden. Een schatting of berekening van deze vochttekorten is nodig ter bepaling van de actuele verdamping van bodem en gewas, welke in de waterbalans genoemd is.

Het KNMI berekent en publiceert zoals gezegd sinds 1987 waarden voor de referentie-gewasverdampings volgens Makkink voor haar belangrijkste stations. Dit heeft tot de keuze geleid om voor het stroomgebied van de Hupselse beek een reeks Makkink-cijfers samen te stellen. Verder is, om praktische redenen, uitgegaan van het gebruik van maandsommen.

In de waterbalans wordt de actuele verdamping vermeld. Indien de verdampingsreductie als restpost van de waterbalans genomen wordt kan de potentiële gewasverdamping in de balans verwerkt worden in de plaats van de actuele. De gebruikte cijferreeks voor de potentiële verdamping op maandbasis voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 is als volgt opgebouwd. In de periode april 1985 tot en met maart 1987 zijn voor station 'Winterswijk' cijfers voor de Penman open water verdamping E_0 beschikbaar (KNMI, 1985-1987). De maandsommen hiervan zijn omgerekend naar E_r met behulp van de verhouding tussen E_0 en E_r op maandbasis voor station 'De Bilt' (tabel 3.2). Deze omrekenfactoren worden geacht ook voor de Achterhoek te gelden. Vanaf april 1987 tot en met december 1990 zijn voor station 'Eibergen' van het Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling (KNMI-RIVM) E_r -cijfers bekend, berekend met geschatte waarden voor de globale straling (KNMI, 1987-1990). Vanaf januari 1991 tot en met maart 1994 zijn voor station 'Hupsel' E_r -cijfers berekend (KNMI, 1991-1994). Door de gegevens van de stations 'Winterswijk', 'Eibergen' en 'Hupsel' te combineren is een aaneengesloten reeks van de referentie-gewasverdamping volgens Makkink samengesteld voor station 'Hupsel'. Het is ook mogelijk referentie-gewasverdampingscijfers van station 'De Bilt' te nemen als representatieve meetlocatie. Op dagbasis kunnen er wel verschillen optreden, echter op maand-, seizoens-, of jaarbasis zijn de verdampingssommen voor 'De Bilt' en 'Hupsel' vrijwel gelijk. Op jaarbasis verdampt in De Bilt ruim 6 mm meer water (april 1985-maart 1994), dit is ruim 1% van de jaarsom.

In de periode januari 1976 tot en met januari 1987 is in Hupsel een speciaal meetprogramma uitgevoerd ter berekening van de potentiële en actuele verdamping (Stricker (1981) en Wentholt (1989)). Het betreft de potentiële verdamping volgens Penman voor gras, volgens Thom & Oliver en een tweetal varianten van de Makkink-verdamping. Verder zijn voor de zomerseizoenen voor de periode 1979 tot en met 1986 een viertal varianten van een berekening van de actuele verdamping bepaald. Ter controle van de reeks Makkink-cijfers die voor Hupsel is samengesteld zijn cijfers voor de overlappende jaren, te weten 1985 en 1986, met de twee varianten van de Makkink-verdamping uit Wentholt (1989) vergeleken. De overeenkomst is goed, de cijfers van de hier samengestelde reeks zijn ongeveer gelijk aan het gemiddelde van de twee varianten. De referentie-gewasverdamping moet met gewasfactoren vermenigvuldigd worden om de potentiële verdamping per gewassoort te berekenen. Deze gewasfactoren zijn empirisch bepaald en te vinden in KNMI en CHO-TNO (1988). Deze gewasfactoren zijn gemiddelde factoren, geldig voor een lange reeks van jaren, en zijn niet absoluut betrouwbaar. De gebiedsgemiddelde gewasfactor voor het stroomgebied van de Hupselse beek zal naar

schatting vrijwel gelijk zijn aan die voor gras, aangezien grasland 70% van het oppervlak van het gebied bedekt. De overige gewassen en landgebruiksvormen hebben naar schatting een gemiddelde gewasfactor van 1,0. Aldus zijn in de waterbalansberekeningen gewasfactoren voor gras gebruikt, gelijk aan 1,0 en konstant over alle maanden van het jaar. Op de gebiedsgemiddelde gewasfactor wordt nog kort teruggekomen.

3.3.3. Verdampingsreductie

's Zomers kan er, als gevolg van vochttekorten in de bodem bij droogte, een reductie van de potentiële gewasverdamping plaatsvinden. In de winter is het niet aannemelijk dat er vochttekorten optreden. De actuele verdamping is dan gelijk aan de potentiële. Binnen de periode 1976-1986 is het verschil tussen het gemiddelde van de twee varianten van de Makkink-verdamping en het gemiddelde van twee varianten van de actuele verdamping (E_{act1} en E_{act2}) in de zomermaanden zo'n 100 mm (Wentholt, 1989). In het zomerseizoen van 1985 (april-september) is de reductie 120 mm, in dezelfde periode in 1986 zo'n 100 mm. Deze cijfers duiden erop dat de actuele verdamping in de orde van grootte 100 mm minder kan bedragen dan de potentiële. De Werkgroep HELP-tabel (1987) geeft indicaties van mogelijk optredende vochttekorten voor grasland en bouwland bij verschillende bodemtypen en grondwatertrap. Deze zijn afgeleid voor gemiddelde klimatologische omstandigheden te De Bilt. In de Achterhoek valt, in vergelijking met De Bilt, van jaar tot jaar 25 tot 75 mm minder neerslag bij een vergelijkbare potentiële verdamping. De vochttekorten die onder Biltse meteorologische omstandigheden optreden zijn aldus aangenomen toepasbaar te zijn voor het stroomgebied van de Hupselse beek, wellicht geven de De Biltse cijfers een onderschatting hiervan. In de HELP-tabellen staan vochttekorten voor grasland op zandgrond (eerd-, vaag- en podzolgronden) met een humushoudende bovengrond van 15-30 cm variërend van 20 tot 45 mm bij Gt V, van 30 tot 60 mm bij Gt V' en van 40 tot 80 mm bij Gt VI (cijfers op jaarbasis). Samengevat komt een schatting van de jaarlijkse verdampingsreductie in het stroomgebied neer op 25-50 mm voor een gemiddeld of 'nat' jaar tot 100-125 mm in een 'droog' jaar. De verdampingsreductie door vochttekorten in de bodem zal in de waterbalans in de restpost opgenomen zijn.

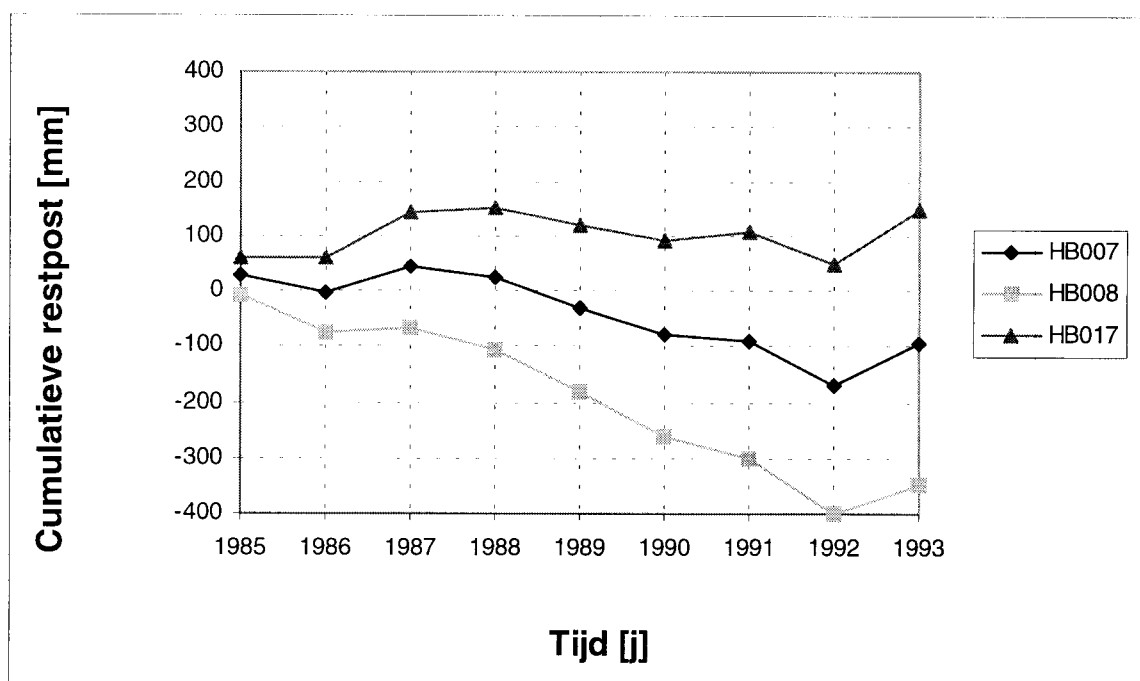
3.3.4. Afvoer beek

Het neerslagoverschot komt tot afvoer in de Hupselse beek. Colenbrander (1970) vindt voor de 'natte' jaren 1962-1967 een gemiddelde afvoer van 363 mm. In 1967 is de beekverbetering uitgevoerd waardoor de grondwaterstanden blijvend verlaagd zijn en een deel van de beekafvoer ten goede is gekomen aan de verdamping. Stricker en Warmerdam (1982) vinden voor de 'droge' jaren 1977 en 1978 gemiddeld 228 mm afvoer van de beek. De afvoer van de beek wordt continu gemeten met een meetstuw, stuw 10A (2.6). Wanneer er vorstperiodes voorkomen kan dit tot problemen hebben geleid voor de meting. Ter meting van de waterhoogte in de stuw hangt een vlotter in een communicerende buis in het talud van de beek. Het water in de buis kan tijdens vorstperiodes bevroren zijn. De vlotter geeft dan een foutief niveau aan. Dit levert in veel gevallen geen grote fouten op omdat de afvoer van de beek vaak snel afneemt wanneer de temperatuur tot onder het vriespunt daalt. De

originele afvoercijfers voor november 1990 zijn niet betrouwbaar. De werkelijke afvoer voor november is hoger, de totale afvoer voor 1990 is aldus gekorrigeerd met +21 mm (verhoging).

3.3.5. Berging water in bodem

De berging van vocht vindt plaats in het onverzadigde en verzadigde deel van de bodem als bodemvocht en grondwater. De bergingsverandering per jaar kan naar schatting 50 tot 100 mm bedragen. Stricker en Warmerdam (1982) vinden voor 1977 en 1978 gemiddeld 228 mm beekafvoer bij 737 mm neerslag, terwijl zij een actuele verdamping van 452 mm berekenen. Dit betekent dat voor deze jaren een bergingstoename van 57 mm per jaar heeft plaatsgevonden. In de onderhavige studie is aangenomen dat over een periode van 8 jaar de gemiddelde bergingsverandering verwaarloosbaar klein is. Als restpost in de meerjarige waterbalans zal dus alleen de verdampingsreductie overblijven.



Figuur 3.4: Cumulatieve restpost waterbalans Hupselse beek april 1985 tot en met maart 1994 voor drie handregenmeters (=mogelijke geaccumuleerde verdampingsreductie)

3.3.6. Restpost

De waterbalansen zijn in eerste instantie opgesteld voor elke handregenmeter afzonderlijk omdat de neerslag de grootste post op de waterbalans is. De restposten op de afzonderlijke jaarbalansen zijn gesommeerd voor alle 9 jaren (figuur 3.4). De waterbalans van april 1985 tot en met maart 1994 op basis van de grondregenmeter (HB008) heeft een cumulatieve restpost van -94 mm. Op basis van de standaard regenmeter is deze restpost -350 mm, van de grondregenmeter in de 'Salland'-opstelling +146 mm. De cumulatieve restpost van de waterbalansen op basis van de standaard regenmeter vertoont een dalende tendens. Die van de grondregenmeter doet dit ook maar dan in mindere mate. Indien de restpost gezien

wordt als verdampingsreductie, dan is deze over de gehele periode gemiddeld op jaarbasis voor de grondregenmeter 10 mm j^{-1} , voor de standaard regenmeter bijna 40 mm j^{-1} en voor de regenmeter in de 'Salland'-opstelling ruim -15 mm j^{-1} . Hiermee valt de 'Salland' regenmeter af, de reductie wordt niet verwacht negatief te zijn. Gebruik van de standaard regenmeter leidt tot een gemiddeld wat hoge reductie van de verdamping, dit wordt niet verwacht. De grondregenmeter lijkt het best te passen in de waterbalans, deze regenmeter levert waarschijnlijk de meest betrouwbare hoeveelheid neerslag op.

De waterbalans voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 staat in tabel 3.3 in de vorm van jaartotalen.

Tabel 3.3: Waterbalans stroomgebied Hupselse beek, periode april 1985 tot en met maart 1994. Alle getallen in $[\text{mm j}^{-1}]$.

Hydrolo- gisch jaar	Neerslag grondregenmeter	Potentiële verdamping**	Afvoer stuw 10A	Restpost
1985	863	505	331	+27
1986	803	529	306	-32
1987	1063	472	544	+47
1988	753	498	275	-20
1989	697	576	173	-52
1990*	778	562	267	-51
1991	727	517	220	-10
1992	759	577	261	-79
1993	1144	496	572	+76
1985-93 gemiddeld	843	526	328	-10

Opmerking * afvoergegevens november 1990 gekorrigeerd (+21 mm);

Opmerking ** 0,98 * Referentie-gewasverdamping volgens Makkink.

De opmerkingen naar aanleiding van de beschrijving van de opstelling van de regenmeters en de beschouwing van de restpost leiden tot de conclusie dat de 'waarheid' over de te gebruiken neerslagmetingen waarschijnlijk dichtbij de meetreeks van de grondregenmeter ligt.

De cumulatieve restpost laat zien, afgezien van fouten in andere balansposten, dat in 9 jaar tijd een cumulatief vochttekort van 94 mm is opgetreden, gemiddeld ruim 10 mm j⁻¹. Dit getal is redelijk te noemen (sectie verdampingsreductie). Een schatting van de gemiddelde verdampingsreductie op jaarbasis voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 komt neer op 15 mm j⁻¹. Deze schatting komt voort uit een waterbalansberekening, rekening houdend met verdampingsreductie als functie van de verdampingsvraag en berging van vocht in de bodem. De procedure is geijkt op de periode april 1976 tot en met maart 1983 (Van den Eertwegh, 1998-1).

4. NUTRIËNTENHUISHOUDING

4.1. Inleiding

De nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater hangt mede af van de bodembelasting met meststoffen. De bestaande mestwetgeving beoogt de verliestermen in de kringlopen van stikstof en fosfor te beperken via het aangeven van uitrijregels en maximale P-doseringen via dierlijke mest, zie tabel 4.1. Voor wat betreft de uitrijregels wordt verwezen naar Ministerie van L.N.V. (1991). Opgemerkt wordt dat bij deze regels de in Nederland voorkomende bodems ingedeeld zijn in twee categoriën, te weten zand-, dal- en lössgronden enerzijds en klei- en veengronden anderzijds. Ook wordt er naar landgebruik gedifferentieerd.

Tabel 4.1: Gebruiksnormen fosfaat in dierlijke mest (Ministerie van L.N.V., 1991).

Periode	grasland	snijmaïs	bouwland
1987-1990	250	350	125
1991	200	250	125
1992	200	250	125
1993	200	200	125
1994	200	150	125
1995	175	125	125

Kolenbrander en Van Dijk (1973) maakten reeds melding van het feit dat overbemesting met fosfaat tot problemen kan leiden aangaande de samenstelling van grond- en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Hupselse beek. De gemeten concentraties van nutriënten in het beekwater in de periode april 1985 tot en met maart 1994 maken duidelijk (zie hierna) dat de landelijke doelstellingen aangaande de waterkwaliteit niet gehaald worden. Voor stikstof en fosfor zijn deze normen 2,2 mg l⁻¹ N-totaal en voor 0,15 mg l⁻¹ totaal-P, in principe geldend voor stagnante eutrofiëringsgevoelige wateren. Indien de Hupselse beek gezien wordt als eutrofiëringsgevoelig betekent dit dat overschrijding van de concentratieniveaus tot problemen kan leiden. Indien het

oppervlaktewatersysteem in het gebied zelf als niet-gevoelig wordt gezien betekenen hoge concentraties aan nutriënten in het beekwater dat stroomafwaarts gelegen beek-, rivier- of meersystemen die wel gevoelig zijn schade kunnen ondervinden van voedselrijk water dat via de Hupselse beek het systeem binnen komt. In de N-deskstudie (Van Eck en Meijs, 1995) wordt voor sloten ook uitgegaan van de genoemde stikstofnorm omdat het grootste deel van 's lands klein oppervlaktewater afwatert op eutrofiëringsgevoelig water.

Mede via concentraties in oppervlaktewater kunnen belastingen van open water bepaald worden. Tengevolge van fysische, chemische en biologische processen in en om de slootwand en -bodem en in het open water zelf kan de gemeten of berekende stofvracht in open water verschillen van de belasting van datzelfde open water. Deze aspecten komen in deze rapportage verder niet aan de orde. Aangenomen wordt dat de berekende stofvracht een maat is voor de belasting van het oppervlaktewater. Omdat de concentraties van stoffen in water 'onderweg' naar stuw 10A kunnen veranderen tengevolge van processen in het beekwater is de beekvracht te zien als een minimaal optredende belasting van het kleine open water.

De bronnen van nutriënten kunnen via een mineralenbalans van het stroomgebied van de Hupselse beek in kaart gebracht worden. Hiermee kan bepaald worden hoe groot de stofstromen zijn over de grenzen van het stroomgebied. Aangezien hydrologisch gezien het gebied geïsoleerd is van zijn omgeving betreffen deze stofstromen mesttransport, gewasafvoer, kunstmestaanvoer etc. Tot op heden zijn er geen afdoende nauwkeurige gegevens over de genoemde stofstromen bekend. Een van de verliesposten in de mineralenbalans is de afvoer van stoffen via de beek. De berekende stofvrachten kunnen als maat gezien worden voor de belasting van het oppervlaktewater door directe lozingen en tengevolge van diffuse verontreinigingen. Directe belasting van open water vindt plaats door onder andere lozing van ongezuiverd afvalwater. In dit geval spelen alleen het huishoudelijk afvalwater van de bewoners en de camping in het gebied een rol, alsmede lozing van melktankspoelingen. De atmosferische depositie en de bemesting zijn de belangrijkste diffuse bronnen van nutriënten in het onderzoeksgebied. Via berekening van cultuurgronden kan ook belasting van het maaiveld met stoffen plaatsvinden; berekening vindt echter niet of nauwelijks plaats in Hupsel. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de geringe omvang van het freatisch pakket waardoor weinig of geen water gewonnen kan worden. Het onderzoek spitst zich toe op de emissieroutes afspoeling en uitspoeling. Oppervlakte-afvoer kan afspoeling van (mest)stoffen veroorzaken. Uitspoeling van (mest)stoffen naar het grondwater treedt op indien de afvoer ervan kleiner is dan de mestgift bij gelijk blijvende bodemvoorraad. De berging van stoffen in de bodem bepaalt mede of en hoe snel deze uitspoeling plaatsvindt. Door de in het algemeen grote adsorptiecapaciteit van de bodems in Nederland zal de uitspoeling van fosfaat naar het grondwater meestal langzaam geschieden. Uitspoeling van stikstof zal sneller optreden, daar stikstof in de bodem meestal in de vorm van het mobiele nitraat voorkomt. Door drainage van grondwater, bijvoorbeeld via drainbuizen, kan transport van stoffen naar het oppervlaktewater plaatsvinden. In dit

hoofdstuk is de aandacht gericht op vaststelling van de bronnen van voedingsstoffen en op de berekening van stofvrachten van de Hupselse beek als maat voor de belasting van open water. Als brontype zullen vooral diffuse bronnen aan de orde komen. Verder zal aandacht besteed worden aan het transportproces waarbij de nadruk zal liggen op het watertransport.

4.2. Chemische aspecten van transport

Omzettingen van stoffen tijdens het transport naar grondwater of open water kunnen plaatsvinden door bijvoorbeeld afbraak- en sorptieprocessen. Hierdoor ondergaat het transportgedrag van stoffen ten opzichte van transportgedrag van water veranderingen. Het stoftransport zal afwijken van het watertransport door optredende fysische-chemische-biologische reacties zoals:

- vervluchtiging;
- mineralisatie en immobilisatie;
- ad- en desorptie;
- neerslag en resuspensie;
- afbraak.

Deze processen bepalen tezamen met het watertransport de optredende concentraties van stoffen in grond- en oppervlaktewater.

In Bolt en Bruggenwert (1978) is aangegeven dat fosfaat in de bodem gefixeerd kan worden. Voornaamste reden hiervoor is adsorptie van fosfaat aan sesqui-oxiden in het algemeen, aan ijzer- en aluminium (hydr)oxiden in het bijzonder bij lage pH (Steenvoorden en De Heus, 1984). Bij neutrale en hoge pH kan ook adsorptie aan Ca-ionen plaatsvinden (neerslag). Organisch fosfaat bevindt zich ook in organische stof, de concentratie zal dientengevolge bovenin het bodemprofiel meestal hoger zijn dan in diepere lagen. Bolt en Bruggenwert (1978) melden dat organisch gebonden fosfaat in de toplaag van de bodem 0,3 tot 98% van de voorraad totaal-P kan bedragen. Organisch fosfaat kan door micro-organismen omgezet worden in anorganisch fosfaat. Deze organismen reguleren het voorkomen van organisch fosfaat sterker dan de bron van organisch fosfaat, bijvoorbeeld meststoffen (Bolt en Bruggenwert, 1978). Het organisch fosfaat in dierlijke mest wordt grotendeels snel gemineraliseerd, het restant kan echter jarenlang stabiel blijven als organisch fosfaat. Naast adsorptie kan er neerslag van fosfaatverbindingen optreden. In vele bodems zijn de genoemde (hydr)oxiden in ruime mate aanwezig. Adsorptie van fosfaat is mede afhankelijk van de redoxpotentiaal. $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ is beter oplosbaar dan FePO_4 . De adsorptie kan beschreven worden met een Freundlich- of Langmuir-isotherm (Van der Zee, 1988).

Het resultaat van de adsorptieverschijnselen is dat vooral anorganisch fosfaat immobiel is. Concentraties in het bodemvocht zijn dientengevolge laag. De vastleggingscapaciteit van fosfaat in de bodem is afhankelijk van de bodemsamenstelling en de dikte van de

onverzadigde zone. In gereduceerde milieus kan geadsorbeerd fosfaat (deels) oplossen. In gebieden met 'natte' Gt's en lage Fe- of Al-gehalten neemt hierdoor de kans op uitspoeling van fosfaat toe. Steenvoorden en De Heus (1984) melden dat het fosfaatfront in de bodem in voorkomende gevallen zich met een snelheid van enkele cm's per jaar verplaatst. Er wordt uitgegaan van een homogene, gelijkmatig over het bodemprofiel verspreide water- en stofstroming. Indien preferente stroming in de onverzadigde zone plaatsvindt levert dit extra risico's voor de uitspoeling van fosfaat op. Het lokaal intensievere watertransport kan het fosfaatfront dieper doen belanden dan in het geval van een homogene waterstroming. De verplaatsing hangt mede af van de uitgebreidheid in horizontale en verticale richting van het fenomeen van preferente stroming. Preferente stroming kan echter ook gevolgen hebben voor de lokale chemische condities in de bodem. Het is denkbaar dat hierdoor het lokale adsorptievermogen veranderd is. Samengevat is het niet op voorhand te zeggen of preferente stroming ook daadwerkelijk tot meer fosfaatspoeling naar het grondwater leidt. Het verhoogt wel het risico dat fosfaat het grondwater bereikt.

De chemische processen die een rol spelen bij transport van stikstof zijn veelvuldig. Bij toediening van met name dierlijke mest kan emissie van ammoniak optreden. Klimatologische omstandigheden tijdens en na toediening en de wijze van toediening bepalen in hoge mate de vervluchtiging. Kunstmest bevat alleen stikstof in minerale vorm. Stikstof is in de bodem aanwezig in organische stof (N_{org}) of in minerale vorm (N_{min}). N_{min} is de fractie die door planten opgenomen kan worden. Omzetting van N_{org} in N_{min} wordt mineralisatie genoemd, het omgekeerde proces immobilisatie. Beide microbiologische processen worden 'gestuurd' door de C:N-verhouding. In een evenwichtssituatie bedraagt deze verhouding in goede grond ongeveer 10:1. Wanneer echter minder gunstige humificatie optreedt kan de verhouding oplopen tot 15:1 of 25:1 (Kuipers, 1984). Is de verhouding groter dan 10 (15, 25) dan zal immobilisatie optreden, in andere gevallen treedt mineralisatie op. N_{min} bestaat voornamelijk uit:

- NH_4^+ en NO_3^- : door planten opneembaar;
- NO_2^- , N_2O , NO en NO_2 : in geringe mate aanwezig, tussenproducten.

Ammonium is onderhevig aan plantopname, adsorptie en kan chemisch ingebouwd worden in organische stof. Nitrificatie is een microbiologisch proces dat ammonium omzet in nitraat. Condities voor het optreden hiervan zijn:

- microbiële activiteit;
- zuurstof aanwezig;
- C-bronnen aanwezig;
- geschikte vochtigheid en temperatuur.

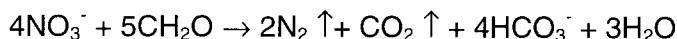
Nitriet is een tussenproduct bij de nitrificatie van ammonium tot nitraat. Nitraat is zeer mobiel binnen het bodemsysteem. Indien nitraat buiten bereik van de plantwortels geraakt, vindt meestal uitspoeling naar het grondwater plaats. Ook kan **denitrificatie** optreden in zowel

bovengrond als ondergrond. Dit is een proces dat stikstof-oxiden, met name nitraat en nitriet, omzet in gasvormige N-verbindingen (De Klein, 1994). Geschikte omstandigheden hiervoor zijn:

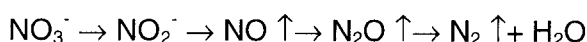
- voldoende organische stof of pyriet (FeS_2);
- voldoende nitriet of nitraat;
- zuurstofgebrek;
- geschikte temperatuur en pH.

Deze factoren worden op hun beurt weer bepaald en gestuurd door bijvoorbeeld het bodemtype, de weersomstandigheden en bemestingsniveau en -tijdstip, hetgeen denitrificatie tot een complex proces maakt.

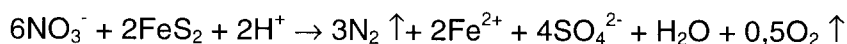
Gebrek aan zuurstof zet microben aan tot anaerobe stofwisseling. Hierbij worden de in nitraat aanwezige zuurstofatomen verbruikt. Zuurstoftekorten in de bodem kunnen frequent optreden. Naarmate de onverzadigde zone dunner is, zoals bij lage Gt's, treden eerder tekorten op. Ook in de onverzadigde zone kan regelmatig zuurstofgebrek ontstaan indien de aanvulling van atmosferische zuurstof het verbruik ervan niet kan bijhouden. Vanaf een temperatuur lager dan 25°C neemt de denitrificatie af tot nihil bij 2°C wegens dalende microbiële activiteit. Verder stopt denitrificatie bij een pH lager dan 5. Organische stof dient als energiebron voor de bacteriën. Bij volledige denitrificatie is de redoxreactie als volgt:



Het proces van denitrificatie verloopt altijd via de vorming van nitriet. Indien de reactie niet volledig verloopt kunnen andere gasvormige N-verbindingen gevormd worden zoals stikstofmonoxide (NO) en lachgas (N_2O). De achtereenvolgende stappen kunnen als volgt schematisch weergegeven worden (Bouwman, 1990):



Pyrietoxidatie kan ook optreden als veroorzaker van denitrificatie. Hierbij ontstaat door sulfide-oxydatie sulfaat. De reactievergelijking luidt:



Deze reactie geschiedt in een anaeroob systeem. Indien er geen zuurstof in bodemlucht aanwezig is wordt de zuurstof uit nitraat-N voor de oxydatie gebruikt. Voor Hupsel kan nitraatreductie door sulfideoxydatie een rol spelen in de ondergrond omdat de Miocene klei pyriet bevat. Vooral nitraat-N in het relatief diepe, oude grondwater kan aldus onderhevig zijn aan reductie. Samengevat zijn de belangrijkste chemische processen aangaande stikstof vervluchtiging, nitrificatie en denitrificatie, en voor fosfor adsorptie aan het bodemcomplex. Voor Hupsel kan denitrificatie zowel in de boven- als ondergrond van betekenis zijn voor de stikstofhuishouding en -balans. Onderzoek heeft uitgewezen dat

bodemcondities belangrijker zijn dan bodemtype (De Klein, 1994). De denitrificatiesnelheid neemt toe met toenemend bemestingsniveau, en wordt beperkt wanneer de zuurstoftoevoer hoog is, zoals bijvoorbeeld in een droge zandgrond. Het bodemvochtgehalte bleek zeer belangrijk te zijn, het is bepalend voor de snelheid en het niveau van zuurstoftoevoer. Indien een bodem droger is dan in een situatie van veldcapaciteit bij $pF=2,0$ daalt de denitrificatiesnelheid sterk. Beweiding van grasland heeft hogere N-verliezen via denitrificatie tot gevolg in vergelijking tot maaien van grasland, met name door verhoogde verliezen in en om urineplekken.

4.3. Belasting bodem, grond- en oppervlaktewater

4.3.1. Bronnen van nutriënten

De volgende bronnen van voedingsstoffen kunnen in het stroomgebied van de Hupselse beek gezien worden als oorzaken van de belasting van grond- en oppervlaktewater:

- atmosferische depositie;
- lozing ongezuiverd afvalwater;
- bemesting in de vorm van dierlijke mest en kunstmest.

A Atmosferische depositie

Atmosferische depositie vormt een diffuse bron van stoffen. In tabel 4.2 zijn enige cijfers samengevat. Boeren die een mineralenbalans opstellen voor hun bedrijf gebruiken het getal van de Projectgroep Mineralenbenutting als aanvoerterm voor de regio Achterhoek. Het C.B.S. (1992) geeft voor Nederland aan dat de depositie van stikstof op cultuurgrond varieert tussen 45 en 55 kg ha⁻¹ j⁻¹ N. Regionaal kunnen afwijkingen tot 20% ontstaan. In bijlage 4 is het verloop van de depositie van de som van NO_y- en NH_x-verbindingen gegeven tussen 1970 en 1989. In Heij en Schneider (1994) zijn recentere gegevens te vinden. De totale N-depositie in Noordoost-Gelderland in 1993 bedroeg 3780 mol ha⁻¹ j⁻¹, dit komt overeen met 53 kg ha⁻¹ j⁻¹ stikstof. Het landelijk gemiddelde was 2750 mol ha⁻¹ j⁻¹, overeenkomend met 38.5 kg ha⁻¹ j⁻¹ stikstof. Voor P wordt een depositie van 1,0 kg ha⁻¹ j⁻¹ vermeld, konstant in de tijd (C.B.S., 1992). Om uit genoemde getallen depositiecijfers voor Hupsel te genereren moeten een aantal vereenvoudigingen en aannamen gemaakt worden. Deze betreffen onder meer verschillen in depositie op cultuurgrond, bos en open water. Van bos is bekend dat de depositie aan de rand van een bos hoog kan zijn (Boumans en Beltman, 1991). Verder zal de depositie in de buurt van stallen groter zijn dan wanneer de afstand van een beschouwd perceel tot stallen groter wordt. Een ander punt is de afwijking van de depositie op regionale schaal ten opzichte van die op landelijke schaal. Ook is er voor de N-depositie een negatieve trend waarneembaar. Gegeven de talloze onzekerheden die bij de bepaling van de depositie worden de volgende aannamen gemaakt en vereenvoudigingen voorgesteld:

- de N-depositie is konstant in de tijd en bedraagt gemiddeld voor het gehele stroomgebied van de Hupselse beek 50 kg ha⁻¹ j⁻¹ N;

- de P-depositie is eveneens konstant in de tijd en bedraagt conform landelijke cijfers $1,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$.

Gegeven het feit dat de nog te behandelen post bemesting een orde groter is dan de post atmosferische depositie lijken de genoemde getallen voldoende korrekt. Er wordt bij deze laatste post geen rekening gehouden met variatie in de tijd van de neerslaghoeveelheden (bijv. nat of droog jaar).

Neerslagwater in de Achterhoek bevat ongeveer 2 tot 3 mg l^{-1} chloride (RIVM, 1989). Met een langjarig gemiddelde neerslag van 840 mm bedraagt de atmosferische depositie aldus 17 tot 25 $\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ chloride. In tabel 4.2 is OOK de chloridebelasting via de neerslag vermeld. Uitgaande van de jaarsom neerslag in tabel 3.3 en een gemiddelde Cl-concentratie van $2,5 \text{ mg l}^{-1}$. kunnen in eerste benadering de waarden in de laatste kolom worden afgeleid. Nauwkeuriger schattingen zijn niet gemaakt vanwege de geringe relevantie in deze studie.

Tabel 4.2: Atmosferische depositie van stikstof, fosfor en chloride in het stroomgebied van de Hupselse beek.

Bron	Atmosferische depositie		
	N [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]	P [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]	Cl [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]
Anonymous (1972)	16	1,0	1985: 22
Witte (1987)	46	0,7	1986: 20
Koomen (1990)	46	-	1987: 27
D.L.V. (1991)	52	-	1988: 19
			1989: 17
			1990: 19
			1991: 18
			1992: 19
			1993: 29

B Lozing van ongezuiverd afvalwater

De bijdrage van ongezuiverd afvalwater komt voor rekening van de ongeveer 500 bewoners van het gebied, melktankspoelingen en de camping. In het gebied is tot heden vrijwel geen riolering aanwezig (stand 1993). De camping is in het voorjaar van 1993 van riolering voorzien. Het ongezuiverd afvalwater wordt op een aantal manieren geloosd:

- direct op het oppervlaktewater in de vorm van berm- en kavelsloten;
- bodemlozingen via septic tanks en zinkputten zonder overloop;
- directe lozingen en bodemlozingen via septic tanks en zinkputten met overloop.

Het is de vraag of en zo ja, hoe en hoe frequent, de berm- en kavelsloten in verbinding staan met de Hupselse beek of zijtakken daarvan. Waarschijnlijk vindt in droge tijden infiltratie plaats van het afvalwater in de bodem en voeren de sloten geen water af. Er ontstaat op die manier een lijnvormige bodembelasting. In natte perioden kan afvoer van het afvalwater plaatsvinden in de richting van de Hupselse beek. Ook kan er uitwisseling van stoffen plaats vinden tussen de bodem van de genoemde sloten en het overtollig neerslagwater. De septic tanks en zinkputten kunnen normaliter worden opgevat als puntbronnen van bodemverontreiniging. Indien ze overlopen vormen ze een directe belasting voor het open water. De overloop staat dan in verbinding met een sloot. Volgens gegevens van het waterschap Rijn & IJssel lozen alle boerderijen direct op berm- en kavelsloten en vinden puntvormige bodemlozingen plaats. De camping loost het afvalwater op een droge sloot; dit betreft dus een lijnvormige bodembelasting.

Tabel 4.3: Normvrachten per Inwoner Equivalent (I.E.)

Soort afvalwater	stof	normvracht per I.E. [kg j ⁻¹]	
		1985	1992
huishoudelijk	N	3,5-4,0	4,0-4,4
	P	1,5-1,9	0,9-1,1
	Cl	3,7-5,5	3,7-5,5
melktankspoeling	N	3,5-4,0	4,0-4,4
	P	9,1-11,0	9,1-11,0
	Cl	3,7-5,5	3,7-5,5

De omvang van de lozingen is bekend via de afgegeven vergunningen in het kader van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater en de Wet Bodembescherming. De beschikbare cijfers zijn verwerkt door het waterschap Rijn & IJssel in 1992 (stand 1992). De lozingen worden uitgedrukt in vervuilingseenheden (V.E.), globaal gelijk aan inwonerequivalenten (I.E.). Voor de normvrachten per I.E. wordt verwezen naar tabel 4.3. Hierbij is de N-vracht en Cl-vracht van melktankspoelingen gelijk gesteld aan die van huishoudelijk afvalwater. De Cl- en N-vrachten stijgen licht van 1985 tot 1993, de P-vrachten dalen t.g.v. het gebruik van fosfaatvrije wasmiddelen.

Tabel 4.4: Ongezuiverd afvalwater: jaarlijkse vrachten Cl, N en P gemiddeld voor het gehele stroomgebied.

Jaar	N [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]		Cl [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]		P [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]	
	direct	indirect	direct	indirect	direct	indirect
1985	1,3	4,2	1,6	5,1	1,4	3,2
1986	1,3	4,3	1,6	5,2	1,4	3,1
1987	1,4	4,3	1,7	5,3	1,4	3,0
1988	1,4	4,4	1,7	5,4	1,3	2,9
1989	1,4	4,5	1,7	5,5	1,3	2,8
1990	1,4	4,6	1,7	5,6	1,3	2,7
1991	1,5	4,6	1,8	5,7	1,3	2,7
1992	1,5	4,7	1,8	5,8	1,2	2,6
1993	1,5	4,8	1,8	5,9	1,2	2,5

De volgende aannamen zijn gemaakt voor de periode 1985-1993:

- het aantal I.E. per jaar is konstant in de tijd;
- de normvrachten per I.E. veranderen in de voorkomende gevallen lineair in de tijd in de periode 1985-1993 (tabel 4.3);
- de wijze van lozing is onveranderd in de tijd;

- bodemlozingen worden beschouwd als diffuse bronnen van verontreiniging, het verloop van de invloed hiervan op de watersamenstelling van de Hupselse beek is konstant;
- de lozing van de camping vindt plaats in periode april-oktober. Hierdoor kan de lozing in de droge sloot gezien worden als een bodembelasting;
- 25% van de I.E. van directe lozingen van de boerderijen bereikt de Hupselse beek of een zijtak daarvan. De resterende 75% kan als bodembelasting opgevoerd worden.

De directe lozingen van huishoudelijk afvalwater bedragen in 1992 165 I.E., van melktankspoelingen 63 I.E. De bodemlozingen van huishoudelijk afvalwater omvatten 114 I.E., de camping loost 426 I.E. in een droge sloot en de bodemlozingen van melktankspoelingen bedragen 72 I.E. De laatste aanname heeft tot gevolg dat samengevat 165 I.E. via huishoudelijk afvalwater en 63 I.E. via melktankspoelingen direct op het oppervlaktewater en 622,5 I.E. (huishoudelijk) en 103,5 I.E. (melktank) via bodemlozingen geloosd worden. De resultaten van de post ongezuiverd afvalwater staan vermeld in tabel 4.4. Ter vergelijking met de genoemde cijfers volgen enige getallen uit de literatuur.

Kolenbrander en Van Dijk (1973) berekenen een bijdrage van de inwoners van $1,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $0,4\text{-}0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P. Lammers (1985) komt tot een bijdrage van maximaal $0,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P. Witte (1987) berekent waarden van $13,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $1,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P. Van Engelenburg en Van den Eertwegh (1988) begroten de bijdrage op $1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P. Volgens Koomen (1990) bedraagt de directe N-belasting $1,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en de indirecte $2,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N. Van Wolfswinkel (1992) komt uit op een directe belasting van $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $0,66 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P en een indirect van $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $0,98 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P.

C Bemesting

Het bemestingsniveau van cultuurgrond in het Hupselse beek gebied is te schatten aan de hand van gemeentelijke cijfers voor Eibergen van het Centraal Bureau voor de Statistiek (C.B.S.). Het Landbouw Economisch Instituut (L.E.I.-D.L.O.) baseert mede hierop haar gegevens en berekeningen van het bemestingsniveau per bodemtype en landgebruik. Voor het stroomgebied van de Hupselse beek wordt aangenomen dat de cijfers voor het stroomgebied vergelijkbaar zijn met die op gemeentelijk niveau. Het is echter onbekend hoe de echte mineralenbalans voor het stroomgebied eruit ziet. Het is mogelijk dat er netto transport van meststoffen over de grenzen van het stroomgebied heen plaatsvindt. De Stichting Landelijke Mestbank heeft hierover cijfermateriaal beschikbaar gesteld. Vanaf 1988 is bekend hoeveel de aan- en afvoer van dierlijke mest bedraagt op gemeenteniveau, inclusief de herkomst van de mest. Uit deze cijfers is de netto im- of export van dierlijke mest af te leiden.

Er dient opgemerkt te worden dat voor studies naar af- en uitspoeling van stoffen zoals deze, mineralenbalansen per perceel beter bruikbaar zijn. Het bemestingsniveau of meer algemeen de maaiveldsbelasting met stoffen, kan per perceel sterk verschillen. Een tweede

reden is dat de lokale waterhuishouding en bodemeigenschappen in belangrijke mate bepalen of stoffen zich daadwerkelijk verplaatsen van maaiveld naar grond- en open water. Voor de uitspoeling van nitraat in Hupsel bijvoorbeeld is het nuttig om te weten aan welke stikstofbelasting de 'droge' percelen met hoge Gt's onderhevig zijn. Waarschijnlijk worden op de hoge gronden relatief vaak snijmaispercelen gevonden met een relatief hoge N-gift. Denitrificatie speelt bij droge gronden geen grote rol waardoor uitspoeling van nitraat vooral hier zal optreden. Het probleem is echter dat geen gedetailleerde gegevens op perceelsniveau bekend zijn. De mogelijkheid om de maaiveldsbelasting ruimtelijk te differentiëren ontbreekt in het kader van dit rapport. Dit geldt in mindere mate voor het temporele verloop van de belasting, die op basis van C.B.S.- en L.E.I.-D.L.O.-cijfers te schatten is. Deze cijfers leiden, in combinatie met de netto im- of export van dierlijke mest, tot een schatting van de bemesting op perceelsniveau. De mesttransporten zijn afgeleid uit cijfers van de Stichting Landelijke Mestbank (1996).

Om het verloop van het geschat bemestingsniveau in de tijd beter te volgen zijn C.B.S.- en L.E.I.-D.L.O.-gegevens voor de periode 1985-1993 gebruikt (bijlage 4). Het areaal grasland op gemeenteniveau is dalend in de tijd en bedraagt in 1990 72% van het totale areaal cultuurgrond ter grootte van 9220 ha. Het areaal snijmais omvat 23% van dit totaal en is licht stijgend. Dit landgebruik lijkt sterk op dat van Hupsel. In tabel 4.5-A zijn de C.B.S.- en L.E.I.-D.L.O.-cijfers en andere literatuurgegevens te zien betreffende de mineralenproductie. Opgemerkt dient te worden dat de cijfers 'gemiddeld stroomgebied' voor areaal cultuurgrond binnen het stroomgebied van de Hupselse beek gelden (ruim 600 ha). De cijfers 'gemiddeld gemeente' gelden voor het areaal cultuurgrond binnen de gemeente Eibergen. Uit het gedeelte in de tabel betreffende P.A.W.N.-district Berkel zijn op basis van de verdeling van het met gras en snijmais beteelde oppervlak cultuurgrond de N- en P-mineralenproducties afgeleid. Aangenomen wordt dat de mestproductie in Hupsel vergelijkbaar is met die binnen de gemeente Eibergen.

Cijfers over het kunstmestgebruik worden gegeven door Witte (1987) en Waterloopkundig Laboratorium (1991). Er zijn ook L.E.I.-D.L.O.-berekeningen bekend voor het kunstmestgebruik in de gemeente Eibergen (o.a. Hoogervorst, 1991). In Hupsel komen voornamelijk zandige bodems voor met als voornaamste gewassen gras en snijmais. Het berekende kunstmestgebruik voor de gemeente Eibergen in 1989 komt voor Hupsel neer op $262 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ N}$ en $11,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$ (areaal cultuurgrond). In tabel 4.5-B zijn de beschikbare cijfers samengevat over het kunstmestgebruik.

Voor de gemeente Eibergen komt het totale bemestingsniveau in 1989 globaal neer op $684 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ N}$, $79,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$ en $408 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ K}$ voor grasland op zandgrond. Voor snijmais op zandgrond geldt een niveau van $632 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ N}$, $166 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$ en verder $420 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ K}$. De landelijke gegevens voor 1989 over het bemestingsniveau voor gras op zand zijn $650 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ N}$, $73 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$ en $375 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ K}$; voor snijmais op zand $618 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ N}$, $166 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$ en $703 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ K}$ (Hoogervorst, 1991). Hiermee is de situatie in Eibergen voor N en P vergelijkbaar met het landelijk gemiddelde.

*Tabel 4.5-A: Beschikbare cijfers mineralenproductie per ha cultuurgrond.
De mineralenbelasting van de bodem is gelijk aan de mineralenproductie.*

Jaar	Gebied	Landgebruik	Mineralenproductie [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]		Bron
			N	P	
1970	Hupsel	gemiddeld stroomgebied	164	38	Kolenbrander en Van Dijk (1973)
1982	Eibergen	gemiddeld gemeente	463	116	Witte (1987; C.B.S.)
1984	Eibergen	gemiddeld gemeente	487	113	C.B.S. (1985)
		grasland op zand	334	78	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	819	267	L.E.I.
1985	P.A.W.N. Berkel	gras op zand	328	45	W.L. (1991)
			338	78	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	980	262	L.E.I.
			886	290	
		gemiddeld stroomgebied	373	69	
			342	106	
1986	Eibergen	gemiddeld gemeente	476	115	C.B.S. (1987)
1987	Eibergen	grasland op zand	337	70	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	830	262	L.E.I.-D.L.O.
1988	Eibergen	gemiddeld gemeente	487	111	C.B.S. (1989)
		grasland op zand	366	80	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	597	166	L.E.I.-D.L.O.
1990	Eibergen	gemiddeld gemeente	496	90	C.B.S. (1991)
		grasland op zand	345	69	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	657	165	L.E.I.-D.L.O.
1991	Eibergen	grasland op zand	411	84	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	613	114	
1992	Eibergen	grasland op zand	421	81	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	565	121	
1993	Eibergen	grasland op zand	448	88	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	386	97	
1994	Eibergen	grasland op zand	459	79	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	315	74	

Tabel 4.5-B: Beschikbare cijfers kunstmestgebruik per ha cultuurgrond.

Jaar	Gebied	Landgebruik	Kunstmestgebruik [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]		Bron
			N	P	
1982	Eibergen	gemiddeld gemeente	212	8	Witte (1987; C.B.S.)
1985	P.A.W.N. Berkel	grasland op zand	330	12	Waterloorkundig Laboratorium (1991) L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	72	14	
		gemiddeld stroomgebied	248	11	
1989	Eibergen	grasland op zand	357	14	Hoogervorst (1991) L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	32	13	
		gemiddeld stroomgebied	262	12	
		gemiddeld gemeente	269	14	
1990	Eibergen	grasland op zand	253	69	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	54	165	
1991	Eibergen	grasland op zand	224	84	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	49	114	
1992	Eibergen	grasland op zand	253	81	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	49	121	
1993	Eibergen	grasland op zand	258	88	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	51	97	
1994	Eibergen	grasland op zand	233	79	L.E.I.-D.L.O.
		snijmais op zand	42	74	

Bekend is dat de hoeveelheid aangewende kunstmest binnen verschillende regio's in Nederland sterk kan uiteenlopen (mondelinge mededeling Willems, 1993). De berekende getallen van het kunstmestgebruik voor de gemeente Eibergen moeten dan ook met enige voorzichtigheid gehanteerd worden, het blijven schattingen. De trend in het gebruik van kunstmest is moeilijk aan te geven. Aangenomen wordt dat het referentieniveau in 1985 gelijk is aan het gemiddelde van de niveaus die door het W.L. (1991) en Hoogervorst (1991) genoemd zijn. Uit gegevens van het C.B.S. (1992) valt een verloop in de tijd van het landelijk gebruik van kunstmeststoffen af te leiden. Voor stikstof geldt een dalende tendens vanaf 1985/86 waarbij het landelijk totaal verbruik daalt van 500 10⁶ kg in 1985/86 naar ruim 400 10⁶ kg N in 1989/90. Voor P en K gelden ook negatieve trends, echter veel minder uitgesproken. Het RIVM (1991) verwacht reducties van het kunstmestgebruik in land- en tuinbouw van 20% voor stikstof, 62% voor fosfor en 50% voor kalium gedurende de periode 1990-2000. Op basis van de cijfers van het C.B.S. en de verwachtingen van het RIVM kan voor het kunstmestverbruik een verloop in de tijd afgeleid worden.

Tabel 4.6: Productie dierlijke mest (DM), kunstmestgebruik (KM) en export van DM voor stroomgebied Hupselse beek. Getallen zijn gemiddeld per jaar per ha van het stroomgebied. Cijfers N-productie-DM zijn netto, na aftrek ammoniak-emissie naar atmosfeer. Bron: L.E.I.-D.L.O, Stichting Landelijke Mestbank.

Jaar	DM [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]			KM [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]			Export DM [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]			Bemesting [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]		
	N	P	CI*	N	P	CI**	N	P	CI	N	P	CI
1984	330	92	127	228	7	84	0	0	0	558	99	211
1985	343	94	126	240	8	85	0	0	0	583	102	210
1986***	338	90	128	251	7	82	0	0	0	589	97	210
1987****	333	87	128	261	5	80	58	18	18	536	74	191
1988	312	74	126	195	7	84	115	35	37	392	46	173
1989	304	70	126	196	8	90	124	37	39	376	41	176
1990	308	67	126	176	6	77	123	36	40	361	37	163
1991	325	68	126	175	6	80	127	38	41	373	36	166
1992	335	67	126	175	7	75	128	38	42	382	36	158
1993	326	68	126	179	6	77	133	39	44	372	35	159
1994	319	60	126	161	7	74	132	39	43	348	28	157

* CI-DM afgeleid uit verhouding N- en CI-gewichtsprocenten in DM.

** Geschat op basis van bouwplanbemesting met KCI of gebruik landbouwzout op grasland.

*** Lineair geïnterpoleerd tussen 1985 en 1987.

**** Export DM geschat en gelijk aan 50% van de cijfers uit 1988.

Uit de grote hoeveelheid cijfers worden de L.E.I.-D.L.O.-cijfers bij voorkeur gebruikt. Deze zijn in ieder geval steeds op dezelfde manier tot stand gekomen, maar kunnen desondanks fouten bevatten. De L.E.I.-D.L.O.-cijfers zijn een combinatie van tellingen, metingen, en modelberekeningen. In tabel 4.6 zijn de basiscijfers vermeld voor dierlijke mest en

kunstmest zoals die in balansberekeningen gebruikt worden. Hierbij is de bodembelasting voor het stroomgebied uitgerekend door rekening te houden met de landgebruiksvormen gras, snijmais, akkerbouw en niet bemest en bodemtypes zand en oude klei. Toetsing van het gepresenteerde cijfermateriaal kan geschieden aan de hand van de aantallen landbouwdieren in de gemeente Eibergen, een in 1991 gehouden mestenquête in het gebied en onderlinge verbanden tussen de cijfers.

De veestapel in de gemeente Eibergen wordt representatief geacht voor de veestapel in het stroomgebied, wat betreft aantal en samenstelling. Over de periode 1985 tot en met 1993 neemt de rundveestapel in de gemeente Eibergen af van 37.500 naar 36.000 stuks. Het totaal aantal varkens neemt in dezelfde periode toe van 197.000 naar 215.000 stuks. De relatieve veranderingen in de rundveestapel en aantal varkens heffen elkaar op, het totaal aantal runderen en varkens blijft vrijwel konstant in de tijd. Gegeven de geringe variatie in de aantallen vee in de tijd varieert de mestproductie (N, P, K) als functie van de aantallen vrijwel niet. De relatieve veranderingen in de mestproductie ten opzichte van de gemiddelde mestproductie uitgezet tegen de relatieve veranderingen in de aantallen dieren vertoont geen 1:1 verband, hoewel wel verwacht. De relatieve N-productie is konstant, de P-productie vertoont geen verband. Het verband tussen de N-, P- en K-productie door de veestapel wordt verwacht lineair te zijn en konstant in de tijd. Voor de dataset van L.E.I.-D.L.O. voor 1980-1995 geldt voor grasland en snijmais op zand dat de P-productie gelijk is aan $0,2 \cdot N$ -productie, de K-productie gelijk aan $1,1 \cdot N$ -productie. Voor grasland op zand is het verband minder duidelijk dan voor snijmais op zand. Daardoor wijken de cijfers in tabel 4.6 over de dierlijke mestproductie aan P enigszins af van het genoemde verband tussen N- en P-productie. Een verklaring hiervoor is dat wellicht de toedeling van dierlijke mest naar landgebruik door L.E.I.-D.L.O. gescheiden per component gebeurt.

In 1991 is onder een 20-tal boeren in het stroomgebied een mestenquête gehouden over het jaar 1989. Het resultaat ervan is dat de geschatte aanvoer vanuit de landbouw zo'n $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ en $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$ bedraagt. De afvoer wordt geschat op $180 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ en $57 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$. De netto aanvoer is aldus $340 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ en $33 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$. Deze getallen stemmen redelijk overeen met de in tabel 4.6 genoemde cijfers.

De netto afvoer van dierlijke mest is bepaald aan de hand van cijfers van de Stichting Landelijke Mestbank. Voor 1987 vond er geen noemenswaardige export van mest plaats. De mestwetgeving is pas sinds 1987 van kracht. Volgens een mondelinge mededeling van een medewerker van de Mestbank (1996) zijn de gevolgen van de invoering en fasering van de mestwetgeving duidelijk merkbaar aan het cijfermateriaal over de transporten op landelijke schaal. De export-cijfers voor Eibergen nemen licht toe in de tijd, dit is te verwachten als de mestwetgeving nageleefd wordt.

Voor de volledigheid, omdat beekvrachten van chloride worden berekend in 4.3.5, is de aanvoer op de percelen van chloride geschat. Van het Centrum voor Informatie ter Ondersteuning Mestverwerking (C.I.O.M.; mondelinge mededeling Rijpma) is vernomen wat de gemiddelde N-, P-, en Cl-gehalten zijn in de verschillende dierlijke mestsoorten. De

verhouding tussen N- en Cl-gehalte varieert van 2:1 tot 3:1, dat wil zeggen per 100 kg N zit er 50 tot 33 kg Cl in dierlijke mest. Dit zijn globale cijfers. Uit de mestexportcijfers blijkt dat, gegeven de samenstelling van de veestapel in de gemeente Eibergen, de verhouding N:Cl ongeveer 3:1 is. Deze verhouding is gebruikt. De chloride-belasting vermeld in tabel 4.6 is direct afgeleid uit de N-DM (DM=drijfmest) belasting. Verder zit er ook Cl- in kunstmest, waaronder in kaliumchloride. Aangenomen wordt dat chloride met name in kalimeststoffen voorkomt. Voor N- en P-kunstmeststoffen is het chloride-gehalte niet bekend (mondelinge mededeling Evers, N.M.I., 1996). In kaliumchloride is de K:Cl-verhouding 1:0,8. Chloride komt ook in de bodem terecht door toepassing van landbouwsouten. Geschat is een jaarlijkse bemesting via kaliumchloride of landbouwsout van $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Cl}$.

4.3.2. Berging, verliezen en afvoer

A Berging

De berging van meststoffen treedt op in de bodem via immobilisatie en adsorptie aan de vaste fase. Zowel stikstof als fosfor wordt vastgelegd in organische stof. In tabel 4.7 staan voor een aantal grondsoorten de gehalten aan organische stof vermeld. De verhouding C:N:P in een evenwichtssituatie is 100:10:1 (Bolt en Bruggenwert, 1978). Afhankelijk van het aanbod van meststoffen en de verhouding zal er netto ophoping van nutriënten optreden dan wel zullen er stoffen vrijkomen. Ophoping leidt tot oplading van de bodem. Bij afnemende bodembelastingen kan hierdoor de nalevering van de bodem langdurig zijn en/of op een hoog niveau blijven. Dit geldt in mindere mate voor stikstof dan voor fosfaat. De totale stikstofvoorraad in de bodem kan oplopen van enige honderden tot meer dan $10^4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ voor een enkeerdgrond (Hassink en Neeteson, 1991). In het stroomgebied Hupselse beek komen veel humuspodzolen voor. Een voorbeeldberekening voor een humuspodzol levert het volgende op (Consulentschap voor Bodemaangelegenheden in de Landbouw, 1970). De A1-horizont bevat 4% organische stof en de bulkdichtheid van de grond bedraagt 1200 kg m^{-3} . Het stikstofgehalte van de humus is ruim 3%. De totale hoeveelheid stikstof per 10 cm laagdikte van de A1-horizont is dan 1560 kg ha^{-1} . De Vries (1993) vindt voor podzolen in Nederland met een A1-horizont ter dikte van 20-25 cm een gemiddeld organische stof gehalte van 5 tot 6%. Globaal zit er tussen 3000 en 4000 kg N in de A1-horizont van een podzol. Uit de genoemde C:N:P-verhoudingen kan afgeleid worden dat de voorraad fosfor gelijk is aan $156 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$. Hierbij dient de hoeveelheid geadsorbeerde fosfor opgeteld worden. Een schatting hiervan is moeilijk te maken. Schoumans *et al.* (1991) geven aan dat P_{ox} in de bouwvoor 10 tot 30 mmol kg^{-1} bedraagt. Op een perceel van 1 ha groot is er dan per 10 cm bouwvoor 370 tot 1110 kg P geborgen. Kortom, de voorraad organisch gebonden nutriënten in de bodem is groot. De hoeveelheid nutriënten die af- en uitspoelt bedraagt kwantitatief gezien een geringe fractie van deze voorraad.

Tabel 4.7: Gehalte organische stof voor een aantal grondsoorten in Nederland (Kuipers, 1984).

Grondsoort	Gehalte org. stof [%]
lichte zavel	ca. 2
zware klei	3-5
zand Noord-Nederland	5-15; meestal 7
zand Zuid-Nederland	1-6; meestal 3
veen	25 en hoger
zodelaag grasland	10-20 en hoger

Berging in de bodem kan ook plaatsvinden doordat stoffen adsorberen aan het bodemcomplex. Fosfaat en ammonium zijn verbindingen die dit gedrag vertonen. Er vallen op basis van de huidige beschikbare informatie weinig kwantitatieve uitspraken te doen omtrent de adsorptiecapaciteit van de bodems in Hupsel. Van zandgronden is bekend dat het fosfaat bindend vermogen groot is, afhankelijk van de hoeveelheid ijzer- en aluminium(hydr)oxiden, de dikte van de onverzadigde zone (4.2) en de verzadigingsgraad van fosfaat. Fosfaatadsorptie is gedeeltelijk reversibel. Dit betekent dat onder verzadigde omstandigheden eenmaal geadsorbeerd fosfaat voor een deel in de bodemoplossing terecht komt. Vervolgens kan het opgelost fosfaat getransporteerd worden via grondwaterstroming. Vooral laterale en ondiepe stroming door de met fosfaat verzadigde zone is hierbij van belang. Verticale grondwaterstroming zal fosfaat naar grotere diepte verplaatsen alwaar wederom adsorptie kan plaatsvinden. Adsorptie van ammonium wordt beperkt door de snelle kinetiek van de nitrificatie. In de toplaag van de bodem vindt omzetting van ammonium via nitriet in nitraat plaats. Nitriet als tussenproduct is kwantitatief gezien niet belangrijk. Indien adsorptie van ammonium een rol van betekenis in het transportproces speelt zal dit bij omstandigheden zijn waaronder de nitrificatie geremd wordt. Deze treden op in de vorm van hoge grondwaterstanden en lage temperaturen (winterperiode).

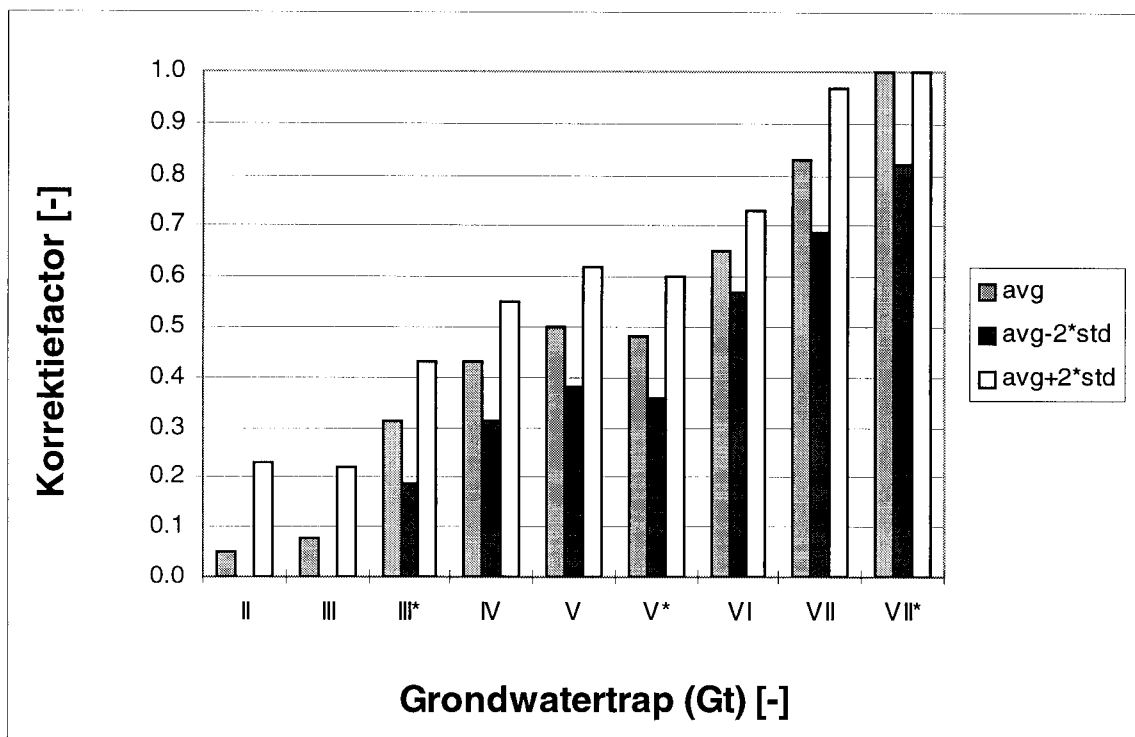
B Atmosferische verliezen

Naast opname door planten en af- en uitspoeling treden nutriëntenverliezen op naar de atmosfeer. Atmosferische verliezen treden alleen op voor stikstof, in de vorm van emissie

van ammoniak en producten van denitrificatie zoals stikstofgas N_2 en lachgas als onderdeel van NO_x -verbindingen. Op dit laatste proces wordt in de hierna volgende tekst over uitspoeling ingegaan. NH_3 -emissie treedt op vanuit stallen, bij mestopslag, tijdens beweiding en tijdens en na het uitrijden van dierlijke mest. Volgens het RIVM (1991) bedraagt de totale emissie voor Nederland 194 miljoen $kg\ j^{-1}\ N$. Gegeven het landelijk landbouwareaal ter grootte van $1,98 \cdot 10^6$ ha (Hoogervorst, 1991) komt dit neer op een gemiddeld jaarlijks atmosferisch verlies aan stikstof van $98\ kg\ ha^{-1}$. Bij L.E.I.-D.L.O.-gegevens over 1985-1993 is verondersteld dat tijdens beweiding 12% van de totale toevoer van stikstof emitteert in de vorm van ammoniak. De aanwendingsverliezen bij oppervlakkige toediening van dierlijke mest bedragen 15% van de totale gift voor grasland tot 30% voor bouwland (Van Drecht en Goossensen, 1988). Deze percentages worden ook door L.E.I.-D.L.O. gehanteerd. Van der Molen *et al.* (1990) vonden bij veldexperimenten verliezen in de vorm van NH_3 -emissie van 18 tot 30% van de totale hoeveelheid stikstof aangewend. Binnen 9 dagen na toediening van de mest was de emissie van ammoniak verwaarloosbaar door het optreden van nitrificatie. L.E.I.-D.L.O.-cijfers voor de gemeente Eibergen voor 1985-1993 duiden op een stijgende emissie van 30 naar $40\ kg\ ha^{-1}\ j^{-1}\ N$ bij gras op zandgrond en een dalende emissie van 125 naar $70\ kg\ ha^{-1}\ j^{-1}\ N$ bij snijmais op zandgrond. Uitgaande van het areaal van het stroomgebied bestaande voor 70% uit gras en voor 20% uit snijmais is er geen dalende tendens te zien in de emissie. Deze ligt tussen 40 en $50\ kg\ ha^{-1}\ j^{-1}\ N$. Het betreft een globale indicatie van de NH_3 -emissie. De atmosferische emissie is reeds verdisconteerd in de mestproductiecijfers en komt niet apart als balanspost terug (para.4.4).

C Verliezen door uit- en afspoeling

Kolenbrander (1981) geeft een empirisch verband tussen de hoeveelheid toegediende minerale stikstof en de N-uitspoeling voor bouw- en grasland op zandgrond en kleigrond. Deze uitspoeling kan gezien worden als ondergrens van de werkelijk optredende uitspoeling. Kolenbrander geeft namelijk het verband weer tussen de minerale stikstof en de uitspoeling. In de praktijk vindt ook belasting aan maaiveld met organische stikstof plaats. Hiervan zal ook een deel uitspoelen, eventueel na het optreden van mineralisatie. De totale uitspoeling neemt hierdoor toe. Er bestaat een verband tussen de grondwatertrap en de concentratie van nitraat in het bovenste grondwater bij gelijke bodembelastingen. Bij lage Gt's is de denitrificatie hoger hetgeen leidt tot lagere nitraatconcentraties. Indien de uitspoeling en de bijbehorende concentratie bij Gt VII' op 1,0 gesteld wordt zijn voor lagere Gt's korrektiefactoren af te leiden (Steenvoorden, 1983; Werkgroep Nitraatuitspoeling Waterwingebieden, 1985). Boumans *et al.* (1989) herzagen de factoren op basis van onderzoek naar nitraatuitspoeling bij grasland op zandgrond (figuur 4.1).



Figuur 4.1: Empirisch bepaalde gemiddelde korrektiefactoren voor gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater bij gelijke bodembelastingen voor verschillende Gt's, relatief t.o.v. Gt VII. **Factoren gelden voor grasland op zandgrond** (Boumans et al., 1989).*

In tabel 2.2 is de procentuele verdeling van het oppervlak per voorkomende Gt binnen het stroomgebied reeds gegeven. Meinardi (1991) stelt op basis van Kolenbrander (1981) voor het oostelijk zandgebied van Nederland de uitspoeling van stikstof bij Gt VII* op 1/3 van de totale N-gift bij een bemestingsniveau van 650 tot 750 kg ha⁻¹ j⁻¹ N. Het gemiddelde N-bemestingsniveau voor de periode 1985-1993 bedraagt voor Hupsel ruim 600 kg ha⁻¹ j⁻¹ N voor cultuurgrond. Gegeven de veronderstelling dat de Gt-verdeling voor het areaal cultuurgrond overeenkomt met de Gt-verdeling van het stroomgebied en het feit dat op gras evenveel N-meststoffen toegepast worden als op snijmais bedraagt voor Hupsel de uitspoeling globaal ruim 90 kg ha⁻¹ j⁻¹ N per ha cultuurgrond. Hierbij moet opgemerkt worden dat deze methode een globale schatting van de uitspoeling naar het grondwater ofwel de grondwaterbelasting oplevert. Het verschil tussen de uitspoeling bij Gt VII* à 247 kg ha⁻¹ j⁻¹ N en de gekorrigeerde uitspoeling à 90 kg ha⁻¹ j⁻¹ N bedraagt bijna 160 kg ha⁻¹ j⁻¹ N. Wanneer de uitspoeling berekend wordt met de korrektiefactoren, gemiddeld +/- 2 maal de standaardafwijking, dan varieert deze term tussen 82 en 130 kg ha⁻¹ j⁻¹ N.

Naast een Gt-afhankelijkheid die voor reductie van de stikstofuitspoeling zorgt kunnen ook niet-gemiddelde weersomstandigheden tot een minder grote ('droog weer') of grotere reductie ('nat weer') leiden. Zoals gezegd is de denitrificatie de bepalende factor achter de Gt-reductie. Steenvoorden (1987) vindt een denitrificatiecapaciteit van 10 tot 100 kg ha⁻¹ N per 1 m bodemkolom. Indien de denitrificatie op jaarbasis enige tientallen kg ha⁻¹ N

bedraagt is hiermee het verschil tussen de uitspoeling bij Gt VII* en de gekorrigeerde uitspoeling reeds verklaard. Daarbij opgeteld komt het effect van een veranderende bodemvoorraad aan nutriënten. Een vergroting van de voorraad met slechts enige procenten loopt snel in de tientallen kg ha⁻¹ N. Samengevat: het genoemde verschil tussen uitspoeling bij Gt VII en bij andere Gt's is op een aantal manieren in te vullen. Onderscheid in de verschillende factoren is moeilijk te maken. Denitrificatie zal volgens de huidige inzichten veruit het grootste deel van het 'gat' opvullen. Er kan namelijk aangenomen worden dat de hoeveelheid geaccumuleerde stikstof in de bodem in evenwicht is na jarenlang dezelfde belasting aan maaiveld met stikstof toegepast te hebben. Daarnaast vindt er altijd denitrificatie plaats, ook in de onverzadigde zone (mondelinge mededeling Bouwman, 1993).

N-verliezen door afspoeling en transport via interflow zijn moeilijk in te schatten. Een rekenvoorbeeld geeft inzicht in de orde van grootte van deze verliezen. In Thunnissen (1987) is te vinden dat oppervlakte-afvoer enige tientallen mg l⁻¹ N kan bevatten. Stel dat de N-concentratie in oppervlakte-afvoer en interflow gelijk is en 100 mg l⁻¹ N bedraagt. Elke 1 mm afvoer op jaarbasis via de genoemde afvoercomponenten levert dan een verlies op van 1,16 kg ha⁻¹ j⁻¹ (areaal cultuurgrond).

Uitspoeling van P is in veel gevallen beperkt wegens de vaak grote adsorptie-capaciteit van de bodem. Mede hierdoor neemt het areaal fosfaatverzadigde gronden de laatste jaren sterk toe (Breeuwsma *et al.*, 1990). Indien echter preferente stroming optreedt, wordt slechts een beperkt deel van de vastleggingscapaciteit gebruikt (Van der Zee, 1988). De kans op P-uitspoeling zal hierdoor vergroten. Afspoeling van P door oppervlakte-afvoer of transport van P door middel van interflow levert conform het rekenvoorbeeld voor stikstof met een concentratie van 5 mg l⁻¹ P per 1 mm afvoer via deze componenten een verlies op van 0,05 kg ha⁻¹ j⁻¹ P (areaal stroomgebied). Bij de bespreking van de stofvrachten van de beek en de stofbalansen wordt hier verder op ingegaan.

D Gewasafvoer

De inschatting van de post gewasafvoer in de stofbalans begint met bepaling van de gewasopname. De gewasopname van meststoffen hangt af van vele factoren. Zo zijn de opneembare hoeveelheid meststoffen, het voorkomen van ziekten en plagen en klimatologische omstandigheden tijdens het groeiseizoen van belang. Ook standplaatsfactoren zoals het bodemtype spelen een rol, bijvoorbeeld inzake het vochtleverend vermogen. Aldus zal de gewasopname van jaar tot jaar variëren. Oogstresten bevatten ook meststoffen, deze blijven echter achter op het land. Ook treden er beweidingsverliezen op. In balansberekeningen kan dus alleen de afvoer van nutriënten via gewassen meegenomen worden, niet de gewasopname.

De gewasopname van stikstof voor grasland op zand wordt geanalyseerd in Middelkoop en Aarts (1991). Zij veronderstellen de N-opname als functie van de hoeveelheid beschikbaar vocht en de opneembare stikstof. Bij een opneembare stikstof van 200 kg ha⁻¹ is de N-

opname 175, bij 400 kg ha⁻¹ 325 en bij 600 kg ha⁻¹ ongeveer 430 kg ha⁻¹ bij aanwezigheid van voldoende vocht. De gewasopname van stikstof door snijmais op zandgrond is ongeveer 200 kg ha⁻¹ op jaarbasis bij een bemestingsniveau van 100-225 kg ha⁻¹ j⁻¹ (Van Dijk *et al.*, 1995). De N-opname vertoont weerseffecten, bij een toenemende verdamping of afnemend neerslagtekort in het groeiseizoen stijgt de N-opname. De gemeten variatie in de N-opname is 150-250 kg ha⁻¹ j⁻¹.

Van Grinsven en Makaske (1993) geven een beknopt literatuuroverzicht over de N-opname en -afvoer door gewassen. De gewasafvoer voor gras bedraagt volgens hen 365 kg ha⁻¹ j⁻¹ N, voor snijmais 188 kg ha⁻¹ j⁻¹ N. C.B.S. (1992) geeft de landelijke cijfers in 1989 voor de gewasafvoer aan voor verschillende land- en tuinbouwgewassen. Een combinatie met de beteelde arealen voor gras (1.098.823 ha) en snijmais (202.691 ha) levert dit gewasafvoeren op voor gras van 311 kg ha⁻¹ j⁻¹ N en 35.8 kg ha⁻¹ j⁻¹ P. Voor snijmais zijn de cijfers 180 kg ha⁻¹ j⁻¹ N en 33.1 kg ha⁻¹ j⁻¹ P. De vraag rijst natuurlijk in hoeverre de gewasafvoeren in het jaar 1989 op landelijke schaal in tijd en ruimte representatief zijn voor de Achterhoek in de periode 1985-1993. Berghs en Hotsma (1993) bespreken de fosfaatafvoer met gewassen. Voor snijmais geven zij een langjarig gemiddelde afvoer van ongeveer 30 kg ha⁻¹ j⁻¹ P, afgeleid uit metingen. Voor gras hebben ze berekeningen uitgevoerd wegens gebrek aan gegevens uit de praktijk en uit onderzoek. Ze geven aan dat de P-afvoer sterk varieert in de tijd en dat deze afhangt van:

- bodemtype;
- grondwatertrap (Gt);
- N-bemestingsniveau;
- beweidingssysteem;
- veebezetting.

De resultaten leiden tot P-afvoeren van gras van 35 tot 45 kg ha⁻¹ j⁻¹ P. Voor akkerbouwgewassen zijn wederom metingen beschikbaar. De afvoer hangt af van het bouwplan en het opbrengstniveau en bedraagt globaal 20 tot 30 kg ha⁻¹ j⁻¹ P. In tabel 4.8 zijn de getallen van de gewasopname en gewasafvoer samengevat. In de berekeningen wordt voor de P-afvoer van gras de waarde 40 kg ha⁻¹ j⁻¹ gebruikt, van snijmais 30 ha⁻¹ j⁻¹. De N-afvoer van snijmais wordt geschat op 175 ha⁻¹ j⁻¹. De N-afvoer met de oogst van gras is berekend volgens Middelkoop en Aarts (1991). De N-aanvoer via kunstmest bedraagt 225, via dierlijke mest 350 en via atmosferische depositie 50 ha⁻¹ j⁻¹. Indien de mineralisatie 100 ha⁻¹ j⁻¹ bedraagt, is er voor het gras 575-625 ha⁻¹ j⁻¹ opneembaar. De opname voor een gemiddeld jaar bedraagt dan globaal 425 ha⁻¹ j⁻¹, waarvan naar schatting 60% oogstbaar is, overeenkomend met een N-afvoer van 250 ha⁻¹ j⁻¹. De overige 40% 'verdwijnt' in stoppels en wortels. Voor de eenvoud wordt de N- en P-afvoer van een gemiddeld perceel binnen het gebied berekend door ervan uit te gaan dat binnen het stroomgebied 70% van het oppervlak grasland en bijna 25% bouwland is met voornamelijk snijmais.

Tabel 4.8: Maximum gewasopname en -afvoer nutriënten; '-' = onbekend (Van Drecht en Goossensen, 1988; Boumans et al., 1989; Berghs en Hotsma, 1993; Van Dijk et al., 1995).

Gewas	Opname [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]		Afvoer [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]	
	N	P	N	P
gras	350	45	250-350	32-45
snijmais	200	35	150-250	30
aardappel	120	30	100-120*	20-30
suikerbiet	250	30	200-250*	20-30
tarwe	200	30	150-200*	20-30
gerst	90	25	75-90*	20-30
bos	20	-	-	-

* geschat.

De gewasafvoer per jaar is temporeel gevarieerd. In Middelkoop en Aarts (1991) is aangaande de droge-stofproductie van grasland op zand een relatie afgeleid tussen het actuele waterverbruik in de zomer, equivalent aan de actuele transpiratie, en de droge-stofproductie bij een bepaald niveau van de opneembare stikstof. De droge-stofproductie stijgt lineair met toenemende transpiratie. Bij een hoeveelheid opneembare stikstof van 600 kg ha^{-1} is de droge-stofproductie ruim $12,5 \text{ ton ha}^{-1}$, waarvan 60% oogstbaar is. De droge-stofproductie is per jaar gevarieerd door de afwijking van de actuele transpiratie van een bepaalde zomer lineair in rekening te brengen ten opzichte van een gemiddelde zomer. Vervolgens is met behulp van een functioneel verband tussen droge-stofopbrengst en N-opname de laatste berekend (Middelkoop en Aarts, 1991). Het oogstbare gedeelte is wederom 60% waarmee nu de N-afvoer van grasland op zand bekend is per jaar. De temporele variatie in de N-afvoer van snijmais is gelijk aan de variatie van de N-afvoer van gras, in de vorm van een identieke relatieve afwijking ten opzichte van de gemiddelde afvoer. Dit geldt ook voor de temporele variatie in de P-afvoer van gras en snijmaïs. De opname van chloride via de gewassen suikerbiet en snijmais geteeld op zandgrond zijn in een lysimeterproef met een looptijd van 8 jaar vanaf 1976 onderzocht door Van Dijk

(1985). De Cl^- opname van beide gewassen is een lineaire functie van zowel de verdamping als de mestgift aan chloride. De opname van Cl^- door suikerbieten varieert van 50 tot $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, van snijmais van 50 tot $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De Cl^- balans van de onderzochte lysimeters is ook onderzocht. Er vindt voor kunstmestobjecten een netto berging in de bodem van bijna $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ plaats. Voor objecten waar runderdrijfmest is toegepast is de bergingstoename groter, en wel 20 tot $131 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Van grasland is bekend dat ongeveer 1% van het gewicht aan droge stof opbrengst uit chloride bestaat (Keuning, 1974). Een droge stof opbrengst van 10 ton ha^{-1} betekent dus een opname van 100 kg ha^{-1} chloride. De gewasopname is relevant om op te nemen in de balans voor zover het de afvoer via het gewas betreft. Deze afvoer kan deels weer terugkomen op een perceel in de vorm van dierlijke mest, met name bij grasland en snijmais. Deze toevoer is echter ook als balanspost opgenomen.

E Mesttransport

Mesttransport is ook een verliestpost in de balans, formeel zou deze post hier besproken dienen te worden. Netto export van dierlijke mest uit het gebied is reeds in 4.3.1 behandeld.

4.3.3. Belasting oppervlaktewater door afvoer van drainwater

Zoals reeds genoemd zijn vele percelen in het stroomgebied van drainagebuizen voorzien. Deze drains zorgen voor een versnelde grondwaterafvoer. Het oppervlaktewater staat hierdoor intensief in contact met het grondwater. In dit tekstgedeelte zullen twee drainageproeven worden besproken. Dit zijn de proef van Van Ommen van december 1985 tot en met juni 1987 op een perceel aan de Boksveenweg (Van Ommen, 1988), en een drainageproef van november 1992 tot en met mei 1994 op een perceel direct naast meteoveld Assink. De laatstgenoemde proef wordt behandeld in Van den Eertwegh (1998-2).

Tijdens het drainexperiment van Van Ommen (1988) genoemd in 3.2.2 zijn ook fysisch-chemische analyses verricht van het drainwater. In de proef is elke 0,5 mm drainafvoer een monster genomen ter analyse van de tracerconcentratie (bromide). In het algemeen zijn mengmonsters samengesteld. Het aantal gemengde monsters varieert van 1 tot 31 stuks. In de mengmonsters zijn door het waterschap Rijn & IJssel de parameters nitraat-N en totaal-P bepaald. Soms zijn ook de parameters N-Kjeldahl en ortho-P gemeten. Met deze gegevens is het mogelijk de stikstof- en fosforbelasting van de lokale sloot via de drain vast te stellen. Bijlage 5 bevat de beschikbare gegevens over de samenstelling van het drainwater. Het proefveld is gelegen op een laarpodzol met Gt VI. De dikte van de freatische aquifer varieert lokaal van 1,5 tot 2,5 m. Het landgebruik binnen het vanggebied van de drain ter grootte van 2850 m^2 bestaat voor de helft uit permanent grasland, op het overige deel werd snijmais geteeld.

In de meetperiode 1985/1986 van 190 dagen daalde de nitraatconcentratie in het drainwater van 80 naar $20 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. Vervolgens vond vanaf medio april 1986 weer een stijging plaats tot $70 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. Het verloop is vrij grillig. Tijdens de winter 1986/1987 neemt de

nitraatconcentratie toe tot 80 tot 90 mg l⁻¹ N om vervolgens vanaf half februari te dalen. Er is geen verband tussen de nitraatconcentratie in het drainwater en de afvoer van water door de drainbuizen. De hoge nitraatconcentraties zijn naar alle waarschijnlijkheid veroorzaakt door uitspoeling van nutriënten onder het met snijmais beteelde perceelgedeelte. Onder grasland worden genoemde concentraties niet verwacht. Met de beschikbare gegevens is het mogelijk een vrachtberekening uit te voeren. In de gevallen dat zowel cijfers van de nitraat- als N-Kjeldahl-concentratie bekend zijn is door sommatie een goede schatting van N-totaal verkregen. Indien slechts één van de parameters niet beschikbaar is heeft de vrachtberekening met deze parameter plaatsgevonden. Hierdoor is de uitkomst van de vrachtberekening lager dan de werkelijke vracht. Tijdens de drainproef op perceel Assink, uitgevoerd in de periode 1992-1994, is gebleken dat de nitrietconcentratie laag is t.o.v. de nitraatconcentratie, namelijk gemiddeld <0,02 versus 37 mg l⁻¹ N. Het ontbreken van nitrietcijfers vormt voor de vrachtberekening geen probleem.

Het verloop van de totaal-P-concentraties is ook grillig met pieken tot 1,2 mg l⁻¹ P. Er is sprake van een soort 'basisniveau' van minder dan 0,1 mg l⁻¹ P. In het tweede meetseizoen is de variatie groter dan in het eerste. Dit is mede veroorzaakt door het geringer aantal beschikbare gegevens.

In tabel 4.9 is een overzicht te zien van de berekende stofvrachten voor N en P. Duidelijk is dat de N-belasting van het oppervlaktewater, in dit geval een sloot, hoog is. De belasting van de sloot met fosfor is daarentegen laag. De vraag rijst of de genoemde stofconcentraties in het drainwater representatief zijn voor andere drains in het stroomgebied. De berekende vrachten zijn een goede maat voor de totale stofvracht van de drain in kwestie op jaarbasis daar 's zomers in 'normale' situaties weinig/geen afvoer van betekenis plaatsvindt. Om twee redenen zijn de vrachten relatief hoog t.o.v. een 'gemiddelde', representatieve drain. De eerste reden is het landgebruik. Het perceel bestaat voor de helft uit snijmais terwijl in Hupsel minder dan 15% van het stroomgebied in gebruik is als snijmais. Snijmais wordt niet zwaarder bemest met stikstof dan grasland, echter de gewasafvoer voor snijmais ligt 30-50% lager dan voor gras. Een tweede reden is de grondwatertrap. Het veld bij dit drainexperiment heeft Gt VI (bodemkaart-Gt). Deze Gt komt bij 8% van de oppervlakte van het stroomgebied voor. De uitspoeling van stikstof naar drains bij andere Gt's kan ingeschat worden met behulp van korrektiefactoren (Boumans *et al.*, 1989; figuur 4.1). Deze kunnen gebruikt worden om bij gelijke bodembelasting de uitspoeling van nitraat naar het grondwater bij een andere Gt te schatten. De factoren zijn geldig voor grasland op zandgrond. Het is aldus mogelijk om de N-vracht te corrigeren.

Tabel 4.9: Drainafvoer en stofvrachten drainexperiment Van Ommen.

Meetperiode	# dagen	Neerslag [mm]	Afvoer [mm]	N-vracht [kg ha ⁻¹]	P-vracht [kg ha ⁻¹]
12-12-1985/19-6-1986	190	472	352	206 (59 [*])	0,26 (0,07 [*])
19-11-1986/27-3-1987	129	373	233	175 (75 [*])	0,33 (0,14 [*])

* afvoer-gewogen concentratie [mg l⁻¹] als N of P.

De Gt's zijn gekarteerd door Wösten *et al.* (1983). Deze kartering is een momentopname en heeft plaatsgevonden op basis van bodemkundige kenmerken. De invloed van de aanwezigheid van drainagemiddelen is destijds hierin verwerkt indien deze al 'merkbaar' is in de zin van een neerwaartse verschuiving van de gereduceerde zone ten opzichte van een oorspronkelijke situatie. Bekend is echter dat ook na 1983 de drainage verder is verbeterd. Dit houdt in dat de Gt-kaart verouderd kan zijn. Meer of betere drainage betekent wel dat de Gt droger wordt en diensgevolge, bij dezelfde bemesting, de uitspoeling van stikstof naar het grondwater groter. Na digitalisatie van de Gt-kaart en combinatie ervan met een digitale kaart van het voorkomen van drainbuizen blijkt inderdaad dat er op basis van de Gt-kaart gedraineerde percelen voorkomen met Gt III (Van den Eertwegh, 1998-1). Deze Gt is niet te verwachten bij een redelijk tot goed functionerende drainage. Aldus mag verwacht worden dat de huidige Gt-kaart bijgesteld moet worden. De N-uitspoeling wordt, indien berekend met de beschikbare Gt-kaart, hiermee waarschijnlijk onderschat en is in werkelijkheid groter. Voor de af- en uitspoeling van P geldt het omgekeerde, omdat er minder oppervlakte-afvoer zal optreden bij verbeterde drainage.

Drainwater bestaat uit grondwater. Waarnemingen in het beekwater doen vermoeden dat het aandeel ondiepe grondwaterafvoer in drainwaterafvoer groot is. Verder zullen daar drainbuizen aangetroffen worden waar de ontwatering door sloten en beken te gering is. Deze situatie treedt op in gevallen waar de grondwaterstand ondiep is, meestal tengevolge van storende lagen in de ondergrond die de verticale waterbeweging hinderen. Er worden aldus in drainwater vaak hogere nutriëntconcentraties gevonden in vergelijking met sloot- of beekwater (zie ook 4.3.5). Sloten en beken in het gebied voeren het totale neerslagoverschot af. Dit betekent dat de afgevoerde stofvracht door de drainbuizen niet de gehele post 'verliezen van meststoffen via drainage' omvat, echter naar verwachting wel het grootste deel.

In tabel 4.10 staan de schattingen voor de N-vrachten via drains bij verschillende Gt's weergegeven. Gewogen naar de Gt-verdeling komt een berekening voor de

gemiddelde N-vracht van drains binnen het stroomgebied neer op $135 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ per jaar. Dit is aan de hoge kant door het feit dat de uitgangssituatie voor deze schatting, de proef van Van Ommen, niet geheel representatief is voor het stroomgebied qua bodembelasting. Nadere gegevens hierover ontbreken echter.

Tabel 4.10: Geschatte N-vracht drains voor verschillende Gt's voor combinatie van grasland en snijmais op zandgrond.

Gt	Percentage van oppervlak stroomgebied per Gt [%]	Korrektiefactor (Boumans <i>et al.</i> , 1989)	Schatting N-vracht drains [$\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$]
III	12	0,08	24*
V	21	0,50	148
V'	58	0,48	143
VI	8	0,65	193 (gemeten)
VII	1	0,83	246

*: combinatie van percelen met Gt III voorzien van drainbuizen komt niet voor, de werkelijke Gt is dan 'droger'.

Het drainwater van een graslandperceel dat naast het meteostation 'Hupsel' gelegen is, is bemonsterd in het kader van een drainageproef tijdens de winterseizoenen 1992/93 en 1993/94. Het bodemtype betreft voornamelijk een veldpodzol, een klein gedeelte bestaat uit een gooreerdgrond. De grondwatertrap is Gt III. De dikte van de freatische aquifer ter plekke bedraagt minder dan 3 m. De drains liggen op een diepte van 80-85 cm-m.v., de drainafstand is 14 m. Het perceel is in gebruik als permanent grasland dat zowel beweide als gemaaid wordt. De bemonstering is gestart in november 1992. Het drainwater wordt op hetzelfde pakket parameters geanalyseerd als het beekwater bij stuw 10A (2.5). De eerste resultaten van deze proef zijn te vinden in Van den Eertwegh en Warmerdam (1993) en Van den Eertwegh (1994). De concentratie N-totaal daalt in de loop van de winterperiode 1992/93 van $45 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ tot $25 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ en bedraagt gemiddeld $35 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. Gemiddeld 5% hiervan bestaat uit organisch gebonden stikstof. De ortho-P-concentratie ligt meestal tussen $0,01$ en $0,02 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$ en is vrij konstant. De concentratie totaal-P varieert sterker en bedraagt gemiddeld $0,05 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$. Er komen pieken voor tot $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$. Echter door de wijze waarop in het begin van de meetcampagne het drainwater is bemonsterd zijn de P-cijfers niet betrouwbaar. De gemeten concentraties geven waarschijnlijk een soort ondergrens aan

omdat P-deeltjes veelal gebonden zijn aan ijzervlokken die veelvuldig in het drainwater aanwezig zijn. Bij de bemonstering zijn deze deeltjes meestal niet 'meegenomen'. Daarnaast is de bemonstering van een aantal afvoerpieken niet geschied door problemen met de apparatuur. Dit levert vooral voor P problemen op bij de berekening van vrachten. Aangezien de waterafvoer van de drain nog niet is te berekenen wegens een gebrekkige ijkcurve van het gebruikte afvoermeetschot zal deze geschat moeten worden (stand januari 1997). Uitgaande van een drainafvoer van 190 mm j^{-1} bedraagt de afgevoerde stofvracht $45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $0,06 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P. Deze vrachten moeten vooral voor P gezien worden als een minimum. Rapportage van de resultaten van de drainproef vindt plaats in Van den Eertwegh (1999-2).

De berekende stofvrachten tijdens het drainexperiment van Van Ommen zijn groter van omvang geweest dan die tijdens deze drainageproef. Op basis van de huidige beschikbare gegevens kan dit gelegen hebben aan de drogere Gt, het grondgebruik, alleen grasland in dit geval, en het bemestingsniveau. Dit laatste ligt waarschijnlijk lager in de proef te perceel Assink. Er valt nog geen complete vergelijking te maken tussen beide drainageproeven, hiervoor is de gegevensverwerking van de laatst gehouden proef nog niet ver genoeg gevorderd. In Van den Eertwegh (1999-2) zal hierover gerapporteerd worden.

Samenvattend kan gezegd worden dat de cijfers van de drainageproef in 1985/87 duiden op hoge N-vrachten die via de drain het kleine open water bereiken. De huidige drainageproef geeft lagere N-vrachten te zien, echter hoger dan bij Gt III verwacht wordt. De resultaten van deze laatste proef zijn nog te voorlopig om hieraan conclusies te verbinden. De P-vracht die via de bemeten drains afgevoerd wordt is in beide gevallen van de orde van grootte van $0,1\text{-}0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P. Dit is een gering gedeelte van de bodembelasting ($<1\%$). Analyses van water afkomstig van andere drains in het stroomgebied geven tot nu toe geen van het globale beeld afwijkende N-concentraties te zien. Wel zijn herhaaldelijk totaal-P-concentraties gemeten $>0,5$ of $>1,0 \text{ mg l}^{-1}$ P. Deze metingen kunnen erop duiden dat de afvoer via drainbuizen een behoorlijke bijdrage levert aan de P-belasting van sloot- en beekwater. Aanvullende metingen kunnen hier uitsluitsel over geven. Een gebiedsdekkende een- of meermalige bemonstering van drainwater is een optie om hier nader onderzoek naar te doen. In november 1996 is door het RIVM reeds een eenmalige bemonstering uitgevoerd van de afvoer via drainbuizen, greppels, sloten en de beek op meerdere lokaties. In Van den Eertwegh (1999-1) zullen deze cijfers gerapporteerd worden.

4.3.4. Samenstelling oppervlaktewater

De voor dit onderzoek beschikbare gegevens over de samenstelling van het water van de Hupselse beek zijn afkomstig van het laboratorium van het zuiveringschap Oostelijk Gelderland (waterschap Rijn & IJssel). Binnen samenwerkingsverbanden met Rijkswaterstaat R.I.Z.A. en het RIVM heeft het waterschap Rijn & IJssel alle fysisch/chemische analyses verricht. In bijlage 6 zijn de beschikbare analyseresultaten per jaar en de grafieken van de tijdreeksen van waterkwaliteitsparameters te vinden. In totaal betreft

het ruim 1900 watermonsters. Voor de periode februari 1985 tot en met mei 1990 zijn veelal mengmonsters samengesteld. De zo ontstane 'monstertijd' varieert ongeveer van 1 uur tot 2 dagen. Vanaf november 1990 betreft het steeds watermonsters die automatisch en afvoer-afhankelijk genomen zijn binnen 4 tot 10 minuten. Van elk monster is de begindatum en begintijd en einddatum en eindtijd van monstername bekend. 's Zomers is meestal slechts een beperkt aantal analyseresultaten beschikbaar. Reden hiervoor is dat de concentraties in de zomer in het algemeen weinig variatie vertonen. Aangenomen is dat de analysers van een monster representatief zijn voor de periode vanaf de vorige monstername tot het tijdstip van de huidige monstername. De stofgehalten worden tijdens deze representatieve periode konstant verondersteld. Indien het een mengmonster betreft is de monstertijd hiervan gelijk gesteld aan het gemiddelde van begindatum en begintijd en einddatum en eindtijd.

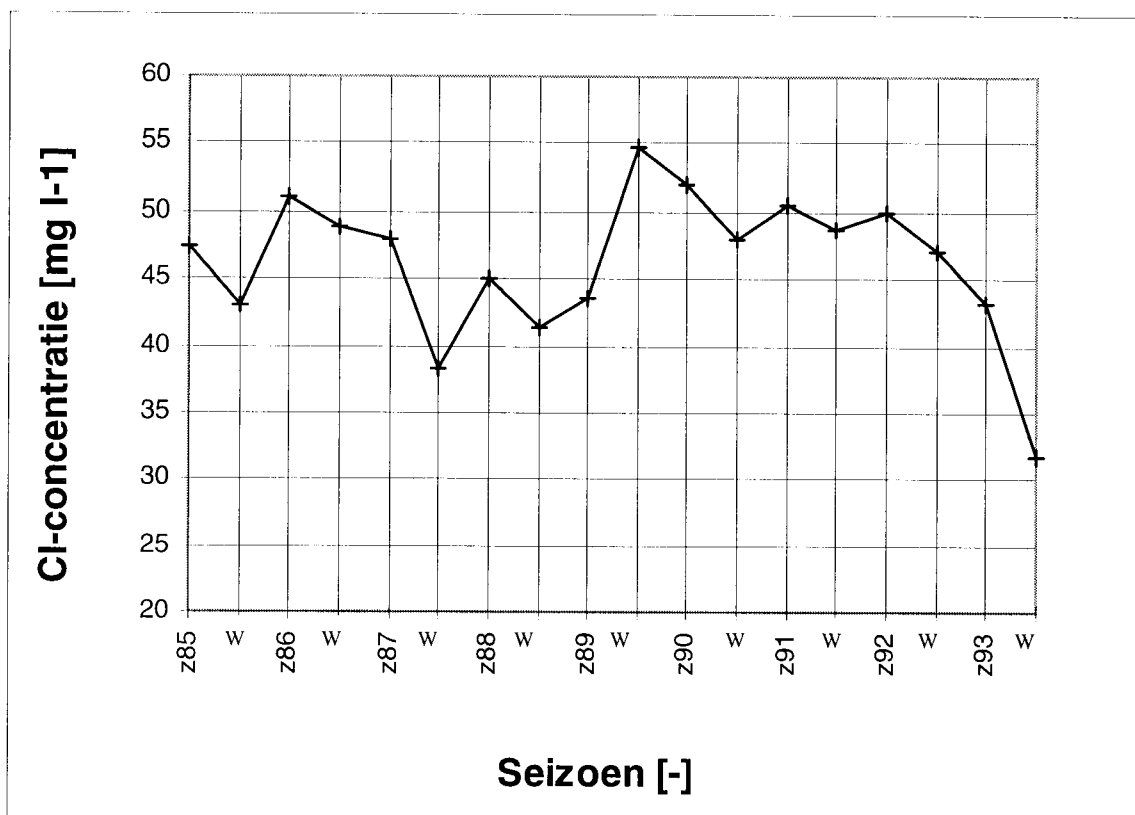
De betrouwbaarheid van de bepaling van de verschillende parameters is uit te drukken in de meetonnauwkeurigheid en de onderste analysegrens. Vooral bij P spelen deze een rol vanwege het niveau van de concentraties. De concentraties totaal-N liggen op een zodanig niveau dat de nauwkeurigheid van de analyses variërend tussen 0,01 en 1,0 mg l⁻¹ N hoog genoeg is. De onderste analysegrens van ortho-P en totaal-P bedraagt in beide gevallen 0,01 mg l⁻¹ P. Het probleem dat bij de bepaling van P in oppervlaktewater kan optreden zit vooral in de gebruikte monsterflessen en daarmee samenhangend de periode die verstrijkt tussen monstername en analyse, ofwel de bewaartijd. Hoe langer het monsterwater in de monsterflessen zit, des te groter is de kans op adsorptie van P aan de fleswand. Dit heeft lagere P-concentraties in het water tot gevolg. De flessen in het monsternameapparaat vertonen het adsorptieverschijnsel, dit is zichtbaar aan de bruine kleur van de fleswand. Kwantitatief is deze adsorptie moeilijk in te schatten. Harmsen en Van Drumpt (1982) zeggen hierover dat de concentratie totaal-fosfaat van water, verzameld in polyetheen flessen zoals hier gebruikt, sterk afneemt in de tijd. Door de ruwe fleswand kunnen zwevende deeltjes die totaal-fosfaat bevatten hieraan hechten. Een zo kort mogelijke periode tussen monstername en analyse is gewenst; deze moet korter zijn naarmate het water meer zwevende stof bevat. Monsters met vrij veel zwevende stof gaven in het onderzoek van Harmsen en Van Drumpt (1982) reeds na 1 dag bewaren afwijkingen tot 20% in de concentratie totaal-P te zien in vergelijking met een direct na monstername geanalyseerd watermonster (glazen fles). Indien het water weinig zwevende stof bevat vonden zij een afwijking van 8% wanneer monster 4 of 8 dagen bewaard werden. Een en ander betekent dat gegeven de gang van zaken rondom de monstername bij stuw 10A en de tijd tussen monstername en analyse de gemeten totaal-P concentraties lager zijn dan de daadwerkelijk optredende. Tijdens perioden met hoge afvoerintensiteiten is het mogelijk dat zwevende stof in de monsterflessen terecht komt. Een bewaartijd van drie dagen levert in glazen flessen afwijkingen op van 10%. Voor stikstof is het ook van belang de bewaartijd zo kort mogelijk te houden. Microbiologische activiteit kan resulteren in een verlaging van N-concentraties in de vorm van nitraat. Echter door gebruik te maken van koeling wordt dit effect grotendeels beperkt. Voor nitraat in oppervlaktewater vinden Harmsen en Van Drumpt bij een bewaartemperatuur van 4°C voor zowel aangezuurde als niet aangezuurde monsters

een afwijking van maximaal 5% bij een bewaartijd van 20 dagen ten opzichte van direct uitgevoerde analyses. Aangezien de stikstofconcentratie in het beekwater grotendeels bepaald wordt door de nitraatconcentratie lijken hiermee voor stikstof minder 'moeilijkheden' te ontstaan dan voor fosfaat. De hieruit af te leiden 'conclusie' is dat de P-cijfers met meer argwaan bekeken dienen te worden dan die van stikstof. Waarschijnlijk geven de P-cijfers een onderschatting te zien van de daadwerkelijk optredende concentraties.

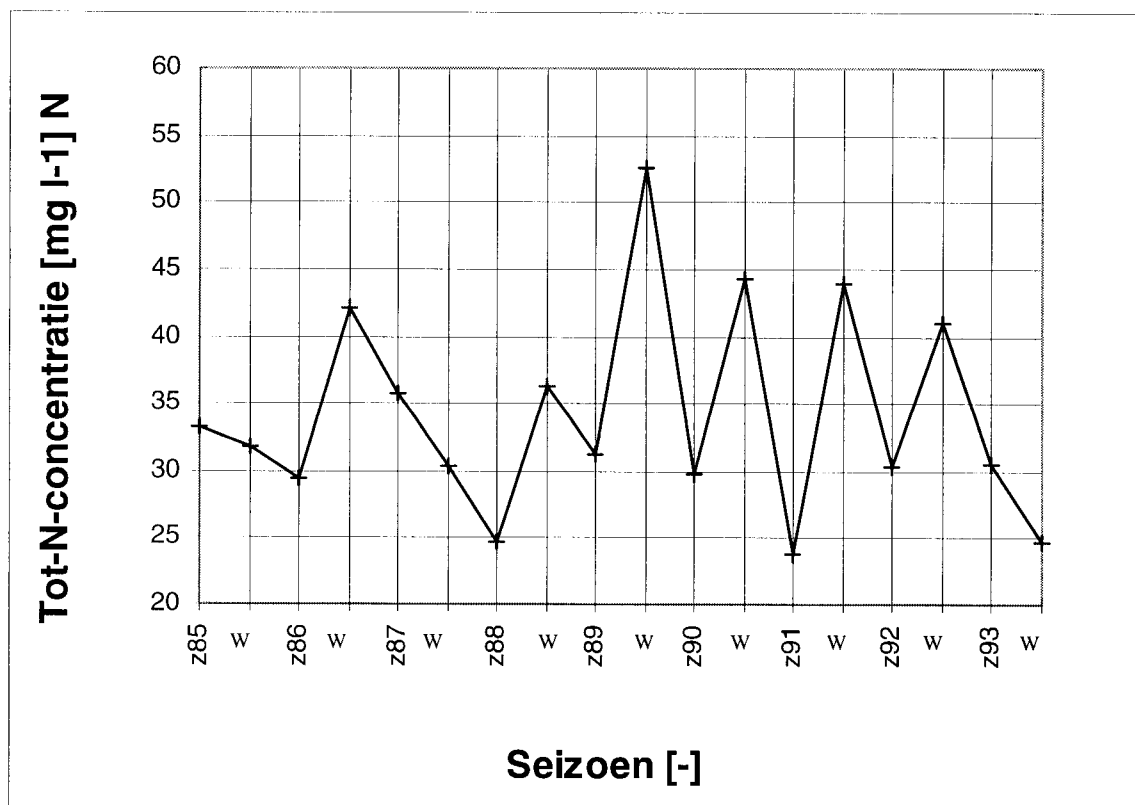
Om een globale indicatie te geven van de samenstelling van het beekwater in de periode april 1985 tot en met maart 1994 staan in tabel 4.11 de rekenkundig gemiddelde cijfers weergegeven van de parameters uit het analysepakket. In de figuren 4.2-A tot en met C zijn de afvoer-gewogen gemiddelde concentraties voor chloride, totaal-N en totaal-P tijdens de winter- en zomerhalfjaren in de onderzoeksperiode afgebeeld. In het volgende tekstgedeelte zal nader op de variaties in de stikstof- en fosforconcentraties ingegaan worden. In bijlage 6 zijn cumulatieve verdelingen van de gemeten concentraties te vinden.

Tabel 4.11: Rekenkundig gemiddelde concentraties in de Hupselse beek, bij stuw 10A. april 1985-maart 1994.

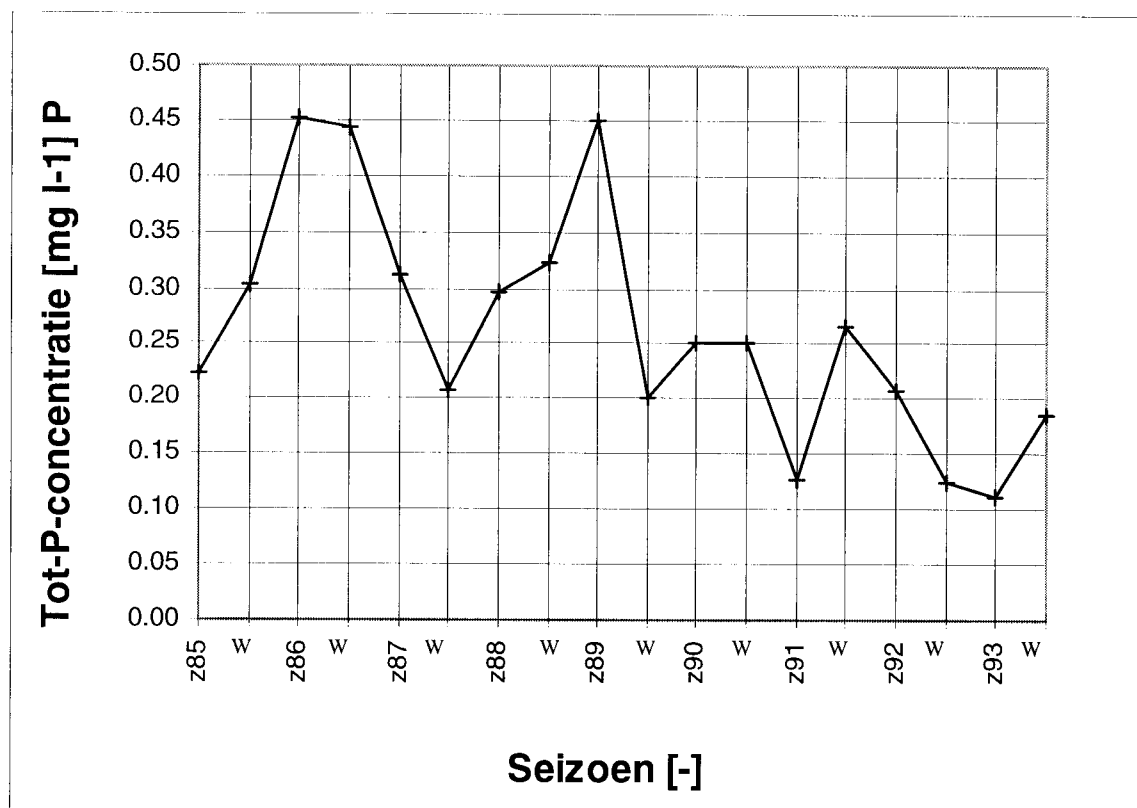
Parameter	Aantal analyses [-]	Concentratie
N-Kjeldahl	1882	2,6 mg l ⁻¹ N
N-NH ₄ ⁺	1914	0,4 mg l ⁻¹ N
N-org	1873	2,2 mg l ⁻¹ N
N-NO ₂ ⁻	1922	0,09 mg l ⁻¹ N
N-NO ₃ ⁻	1921	32 mg l ⁻¹ N
N-min	1921	33 mg l ⁻¹ N
N-totaal	1920	35 mg l ⁻¹ N
Ortho-P	1923	0,06 mg l ⁻¹ P
Totaal-P	1919	0,21 mg l ⁻¹ P
Cl ⁻	1917	44 mg l ⁻¹
pH	1916	7.0 (lab. metingen)
EC	1913	61 mS m ⁻¹
SO ₄ ²⁻	78	71 mg l ⁻¹
Fe	66	0,7 mg l ⁻¹
Na ⁺	18	25 mg l ⁻¹
K ⁺	18	28 mg l ⁻¹
Ca ²⁺	18	49 mg l ⁻¹
Mg ²⁺	18	13 mg l ⁻¹



Figuur 4.2-A: Afvoer-gewogen gemiddelde chloride-concentraties per seizoen.



Figuur 4.2-B: Afvoer-gewogen gemiddelde totaal-N-concentraties per seizoen.



Figuur 4.2-C: Afvoer-gewogen gemiddelde totaal-P-concentraties per seizoen.

Chloride

De aanwezigheid van chloride in het beekwater is vooral te wijten aan bemestingsactiviteiten in het stroomgebied (4.3.1). Het gemiddelde verloop van de Cl-concentratie binnen het hydrologisch jaar toont in de tijd stabiele zomerwaarden van 45 à 50 mg l⁻¹. Tijdens de eerste drainage in het najaar stijgt de concentratie snel naar 60 à 70 mg l⁻¹. In de loop van het drainageseizoen daalt de concentratie vrijwel lineair als functie van de cumulatieve afvoer naar 40 mg l⁻¹. In de aanloop naar de zomer stijgt de concentratie weer naar genoemde zomerwaarden.

Tijdens hoge afvoerintensiteiten vertoont de Cl-concentratie een kortstondige daling, om vervolgens naar een iets lager dan voorheen niveau weer te stijgen. De laagste concentratie treedt op vlak voor het hoogste afvoerintensiteit. De afvoer vanuit het stroomgebied komt het eerst op gang in die delen waar de bergingsmogelijkheden van water op het maaiveld of in de bodem het meest gering zijn. Dit zullen de natste delen van het stroomgebied zijn. De natste delen bevinden zich op de laagste punten in het gebied of zijn daar gelokaliseerd waar keileem ondiep in het bodemprofiel voorkomt. Natte delen zijn ook vaak te vinden nabij sloten en de beek. De verwachting is dat chlorideconcentraties in de bodem van deze natte gebiedsdelen relatief laag zijn t.o.v. de rest van het stroomgebied. Het feit dat de laagste concentratie voor de hoogste afvoerintensiteit wordt gemeten kan verklaard worden door het feit dat eerst de natte delen van het gebied aan de afvoer gaan bijdragen voordat het gehele gebied dat doet. De daling in de Cl-concentratie tijdens een afvoerpiek kan het gevolg zijn

van een verdunningseffect, van een andere verdeling van de totale afvoer in diverse afvoercomponenten of van beide. Het is onwaarschijnlijk dat er een echt verdunningseffect optreedt, dat wil zeggen dat het grondwater dat tot afvoer komt daadwerkelijk verdund wordt waardoor een verlaging van de chlorideconcentratie veroorzaakt wordt. Het is waarschijnlijk dat tijdens hoge afvoerintensiteiten ondiepe ontwateringsmiddelen overmatig water afvoeren. Ook oppervlakte-afvoer treedt mogelijk op. Water dat tot afvoer komt uit ondiepe zones bevat vaak weinig chloride, behalve net na bemestingsactiviteiten. De reden hiervoor is de korte verblijftijd in de (toplaag van de) bodem waardoor de samenstelling van het water relatief veel op de samenstelling van neerslagwater lijkt. Kortstondige dalingen in de chlorideconcentratie zijn het gevolg van een andere verblijftijdverdeling van het beekwater op dat moment. De chlorideconcentratie vertoont aldus een verband met de afvoerintensiteit. De concentratie daalt globaal exponentieel met toenemende afvoerintensiteit van 50 à 60 mg l⁻¹ naar 30 mg l⁻¹ bij een afvoerintensiteit van 1 mm per 3 uur en meer.

In figuur 4.4-A (op pag.70) is de chlorideconcentratie in het beekwater uitgezet tegen de afvoerintensiteit voor de periode april 1993 tot en met maart 1994. Er zijn twee 'groepen' van datapunten te onderscheiden, die elk een vorm van verdunningseffect vertonen. Dit verdunningseffect is niet 1:1 en niet-lineair. Het is waarschijnlijk dat het waargenomen verdunningseffect een combinatie is van een echte verdunning en het verschuiven van het relatieve aandeel van afvoercomponenten bij toenemende afvoerintensiteit van diepe naar ondiepe grondwaterafvoer en oppervlakkige afvoer. De bovenste groep wordt gevormd door chlorideconcentraties gemeten in de periode april tot en met december 1993, met name in de maanden september-december 1993 (start drainageseizoen). De groep onderaan bestaat uit metingen van januari tot en met maart 1994. Een en ander betekent dat bij een vergelijkbare hydrologische situatie in het gebied wat betreft de afvoerintensiteit, beekwater dat in het begin van het drainageseizoen tot afvoer komt hogere Cl-concentraties heeft dan water dat in de tweede helft van het seizoen tot afvoer komt. Dit is in de meeste jaren waargenomen. Het overgrote deel van de afvoer bestaat uit grondwater, het grootste deel hiervan uit ondiep grondwater. Als er binnen het jaar of binnen een seizoen fluctuaties in de concentratie waargenomen worden betekent dit dat er geen volledige menging van het grondwater plaatsvindt op stroomgebiedsniveau. De samenstelling van drainerend grondwater fluctueert in tijd en dus diepte (bodemprofiel). Aangezien het gebied gedifferentieerd is aangaande de diepte van de ontwateringsmiddelen kunnen ook ruimtelijke aspecten een rol spelen. In delen van het gebied met relatief ondiepe drainage en dus relatief korte verblijftijd is de temporele variatie van concentraties meer onderhevig aan temporele veranderingen van het neerslagoverschot en van de stofbelasting aan maaiveld vergeleken met gebieden met een diep drainagesysteem. Veranderende chlorideconcentraties binnen het drainageseizoen duiden op relatief korte verblijftijden van grondwater in het gebied. Hoge chlorideconcentraties in het begin van het drainageseizoen kunnen veroorzaakt worden door de aanwezigheid van een piek in het concentratiefront van chloride in het bovenste grondwater ten tijde van de eerste afvoergolven in het najaar. Dit water zal als eerste afgevoerd worden, waarna relatief schoner water zal volgen. Een

andere verklaring voor de hoge concentraties in het begin van het drainageseizoen is snel transport van chloride in de onverzadigde zone bij de vorming van het eerste neerslagoverschot na de zomer. Door preferent transport, wellicht veroorzaakt door het optreden van instabiele vochtfronten gevolgd door 'fingering' (Van Ommen, 1988; Ritsema, 1998; Dekker, 1998; De Rooij, 1996), kan chloride mogelijk snel de verzadigde zone bereiken. In combinatie met een najaarsgift van dierlijke mest levert dit hoge chlorideconcentraties op in het bovenste grondwater. Omdat instabiele vochtfronten met name op kunnen treden in overgangsporten van droog naar nat zoals aan het einde van de zomer en het begin van het drainageseizoen, is dit een mogelijke verklaring.

Naast het verloop van de Cl-concentratie in het seizoen is ook het verloop in de tijd, in dit geval jaren, van belang voor de analyse van de samenstelling van het beekwater. Een eventuele trend in de tijd is voor de parameter chloride een directe aanwijzing dat de belasting van de bodem verandert. De voortschrijdende gemiddelde Cl-concentratie is 50 mg l⁻¹ in de periode april 1987 tot en met september 1988, daalt vervolgens tot 48 mg l⁻¹ in mei 1990, en daalt verder naar 44 mg l⁻¹ van februari 1993 tot maart 1994. Het ziet er dus naar uit dat de Cl-concentratie een daling in de tijd vertoont. Van der Wiele (1996) stelt een negatieve trend vast (95% betrouwbaarheid) voor maandreeksen van chlorideconcentraties, gemeten binnen het beheersgebied van het waterschap Rijn & IJssel bij grensmeetpunten en meetpunten in verdrogingsgevoelige gebieden. Voor de vaste meetpunten en de landbouwmeetpunten is geen significante trend vastgesteld. Mogelijke oorzaken van negatieve trends zijn gewijzigde bemestingstechnieken en uitrijregels, een enkele duidelijke oorzaak is niet aan te geven (Van der Wiele, 1996). Verdunningseffecten spelen naast mogelijk veranderde bodembelastingen ook een rol. In natte jaren zoals 1987 en 1993 is de gemiddelde concentratie lager. Dit betekent dat indien het beekwater voornamelijk uit afgevoerd grondwater bestaat, de verblijftijd van water in de bodem gering is. Voor een aanzienlijke fractie van het grondwater zal de verblijftijd korter dan 1 jaar zijn. Jaren onderling kunnen het beste vergeleken worden door rekening te houden met de hoeveelheid water die tot afvoer is gekomen. Op deze manier is een afvoer-gewogen gemiddelde concentratie te berekenen. Voor 1989 (173 mm afvoer) is deze 52 mg l⁻¹, voor 1987 (544 mm afvoer) 40 en voor 1993 34 mg l⁻¹ (572 mm afvoer). De afvoer-gewogen concentratie is het meest betrouwbaar voor die jaren waarin het beekwater korrekt afvoerafhankelijk bemonsterd is. Dit is het geval vanaf november 1990. De afvoer-gewogen Cl-concentratie van 1989 tot en met 1993 is achtereenvolgens 52, 48, 49, 48 en 34 mg l⁻¹. Er is een (zwak) negatieve trend ingezet vanaf de winter van 1989. Hierop wordt teruggekomen in 4.3.5.

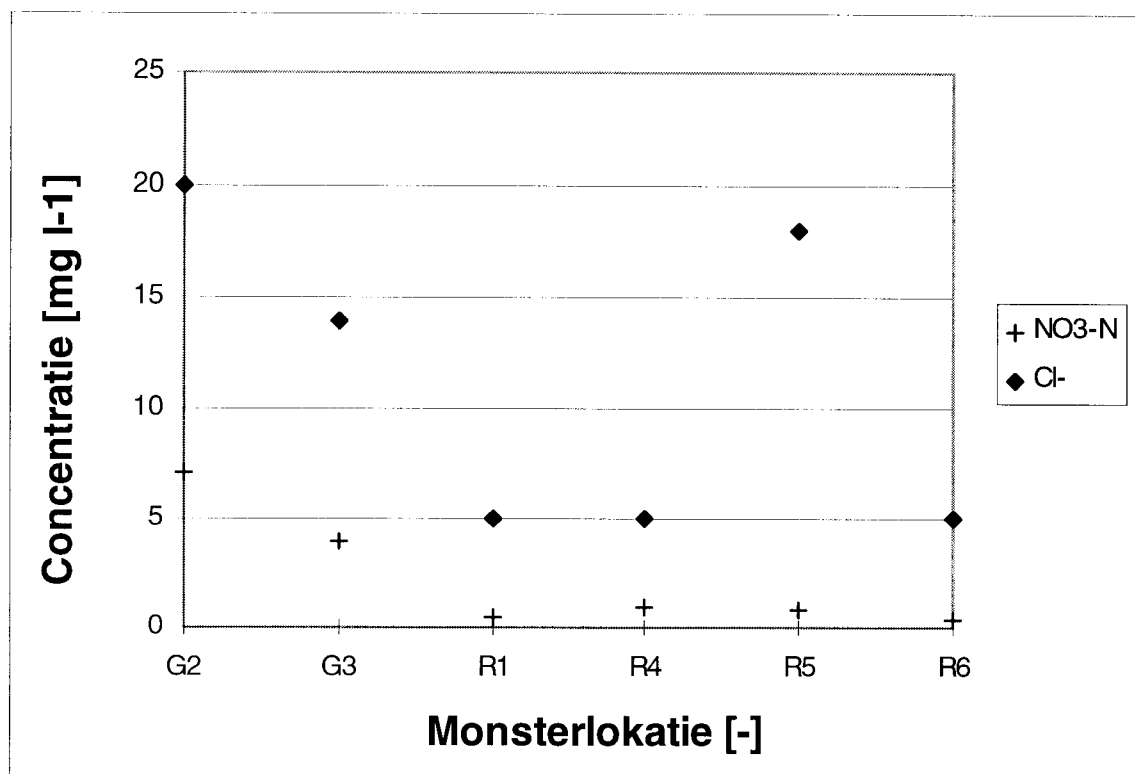
Stikstof

Stikstof in het beekwater wordt gedomineerd door nitraat-N. Zoals in het begin van deze paragraaf vermeld zijn de concentraties nitriet en ammonium verwaarloosbaar laag. Organische N-verbindingen hebben een in de tijd stabiel concentratieniveau van 2 tot 4 mg l⁻¹. Een beperkt aantal van de waarnemingen aan organische N-componenten is hoog.

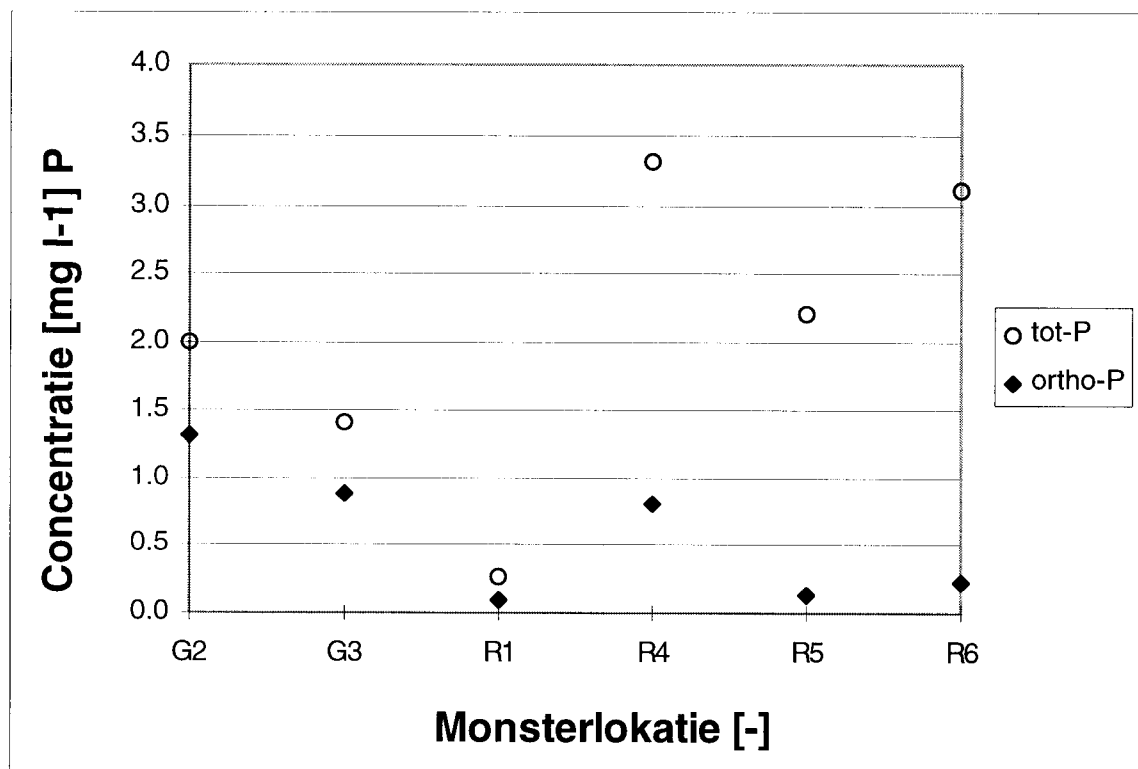
De meeste stikstof in het beekwater is aldus in minerale vorm aanwezig, 95 tot 100% hiervan wordt gevormd door nitraat-stikstof. In het laboratorium van het waterschap Rijn & IJssel zijn de organisch gebonden stikstofverbindingen gemeten in ongefiltreerde watermonsters. De fractie organisch gebonden stikstof is gelijk aan de concentratie aan N-Kjeldahl minus dat aan N-NH_4^+ en bedraagt 3 tot 7% van de N-totaal concentratie bij afvoeren tot 0,5 mm per 3 uur. Bij hogere afvoeren kan het aandeel van N_{org} toenemen tot 15% van N-totaal. Dit vindt plaats doordat kleine deeltjes organische stof niet meer bezinken door lokaal te hoge stroomsnelheden. Ook is het mogelijk dat bodemslib opwoelt en voor de genoemde verhoging zorgt. Organische stikstof in de bodem is grotendeels in de bovenste laag (bouwvoor) aanwezig in de vorm van humus. Het voorkomen van organische stikstof in het beekwater kan erop duiden dat door het voorkomen van hoge grondwaterstanden nabij ontwateringsmiddelen of door het lokaal optreden van oppervlakte-afvoer organische verbindingen in de beek geraken.

De grafieken in bijlage 6 (bijl.6.1, 6.2) laten zien dat de concentraties aan nitraat variëren tussen 30 en 60 mg l^{-1} N in de winter en 10 en 20 mg l^{-1} N in de zomermaanden. In het algemeen stijgt de concentratie na de zomer tijdens het op gang komen van de afvoer van de beek snel van zomerwaarden naar piekconcentraties. Deze stijging geschiedt binnen een tijdspanne van enkele dagen; dit verschijnsel is ook waargenomen voor de concentraties aan chloride. Het waterschap Rijn & IJssel heeft dit voor het eerst in november 1983 gemeten. De nitraatconcentratie was tot 25-11-1983 stabiel op een niveau van 15 mg l^{-1} N. Op 28-11-1983 bedroeg de concentratie 50 mg l^{-1} N na de eerste beekafvoeren van betekenis gedurende de winterperiode 1983/84. Dit verschijnsel herhaalt zich elk jaar opnieuw. Tijdens de eerste maand(en) van het drainageseizoen is er sprake van een daling van de nitraatconcentraties van globaal 60 naar 30 à 40 mg l^{-1} N om vervolgens op dit niveau te blijven. Dit lijkt op een verdunningseffect van relatief ondiep grondwater dat in de wintermaanden reeds tot afvoer komt. Daling naar zomerwaarden vindt plaats in de uitloop van het drainageseizoen.

Vaak vindt vlak voor het optreden van een afvoerpiek een daling plaats van de nitraatconcentratie. De waarschijnlijke oorzaak hiervoor is niet een verdunningseffect maar de relatief grote bijdrage aan de totale afvoer van ondiepe afvoer uit bijvoorbeeld de natte gronden met lage Gt's in het gebied in de tijd gezien, analoog aan de verklaring van het gedrag van chloride. De natte omstandigheden bij gronden met lage Gt's bevorderen de denitrificatie. Hierdoor zullen de nitraatconcentraties in het grondwater bij deze gronden lager zijn. Dientengevolge vindt vlak voor de daadwerkelijke afvoerpiek een grote bijdrage van relatief nitraat-arm of minder nitraat-rijk grondwater plaats.



Figuur 4.3-A: Chloride- en nitraat-N-concentraties in greppelwater (Gx) en oppervlakte-afvoer (Rx) d.d. 16-12-1993.



Figuur 4.3-B: Ortho- en totaal-P-concentraties in greppelwater (Gx) en oppervlakte-afvoer (Rx) d.d. 16-12-1993.

Een andere oorzaak kan gevonden worden in de vorm van oppervlakte-afvoer. Deze ondiepe afvoercomponent kan verlaging van de stikstofconcentraties tot gevolg hebben door verdunning. Hoge afvoerintensiteiten komen voor tijdens of vlak na hevige neerslag, mede in de vorm van ondiepe afvoercomponenten zoals greppelafvoer en oppervlakte-afvoer. In beide afvoercomponenten komt relatief weinig nitraat voor. Een aantal incidentele metingen geeft hiervoor enige indicaties (figuur 4.3-A). Afwijkingen van deze waarnemingen treden vooral op als er afvoergebeurtenissen plaatsvinden kort na bemesting.

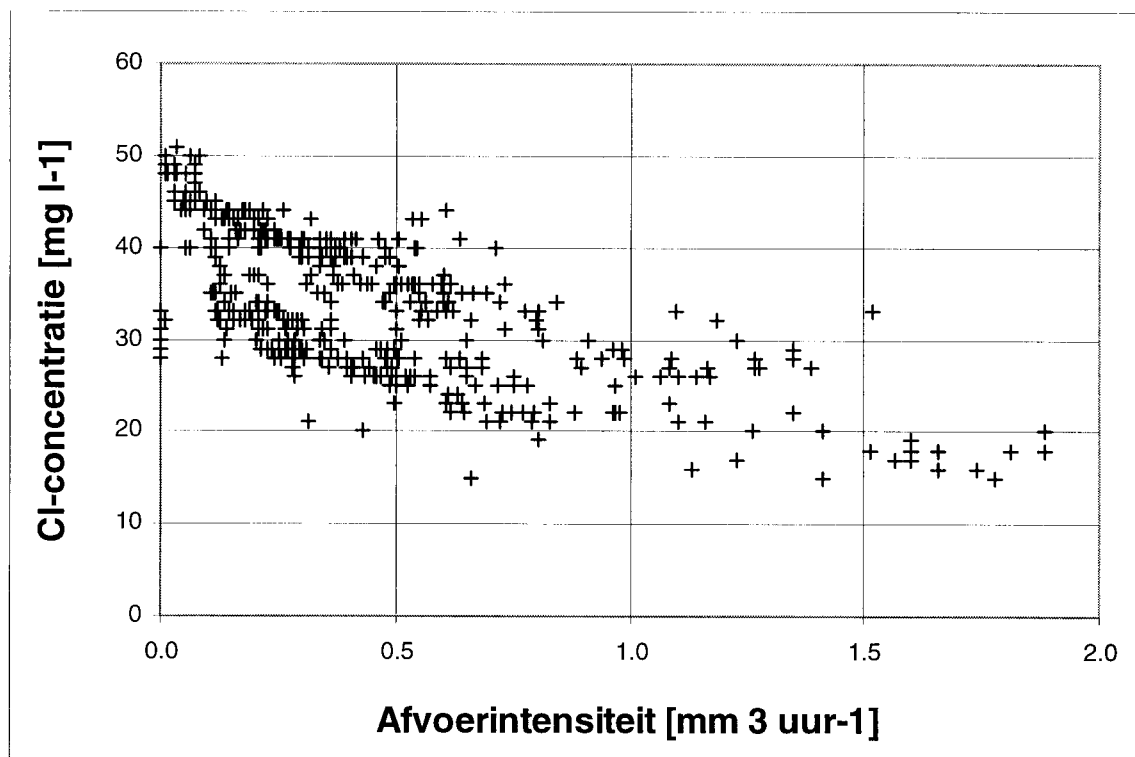
Een **verdunningseffect** vindt ook plaats op jaarbasis. In natte jaren zoals 1987 en 1993 is de nitraatconcentratie gemiddeld 25 en 32 mg l⁻¹ N, terwijl in een jaar als 1990 de gemiddelde concentratie bijna 45 mg l⁻¹ N is. Naast verdunning blijkt er sprake te zijn van een **extra effect** (ander proces) dat lagere N-concentraties, met name nitraat-N, tot gevolg heeft. Indien nl. de afvoersom tweemaal zo hoog is, is de afgevoerde N-vracht en daarmee de afvoer-gewogen N-concentratie, minder dan tweemaal zo hoog. Voor chloride is dit minder duidelijk het geval, hier lijkt met name alleen verdunning op te treden. Een mogelijke verklaring voor dit fenomeen is dat in natte jaren meer (vaker) denitrificatie van nitraat optreedt in vergelijking met droge jaren. Er vindt dan extra afbraak van nitraat plaats, waardoor de concentraties lager zullen zijn. Voor chloride speelt dit afbraakproces geen rol.

De eventuele trend van de stikstofconcentraties in de tijd wordt wederom geanalyseerd zoals in de sectie over chloride is toegelicht. De afvoer-gewogen gemiddelde N-totaal-concentratie is in 1989 48, in 1990 43, in 1991 42, in 1992 38, en in 1993 26 mg l⁻¹ N. Vanaf 1989 is er dus sprake van een daling in N-totaal. Deze daling is ook gekonstateerd bij chloride, echter voor N-totaal is deze sterker. Van der Wiele (1996) vindt voor de vaste meetpunten van het waterschap Rijn & IJssel in haar beheersgebied geen significante trend voor nitraat-N, echter een negatieve trend voor totaal-N (80% betrouwbaarheid). Voor grensmeetpunten geven alle N-componenten een negatieve trend te zien (95%). Nitraat-N en totaal-N in de landbouwmeetpunten vertonen geen significante trend. Mogelijke oorzaken voor de negatieve trends zijn gewijzigde bemestingstechnieken en uitrijregels (Van der Wiele, 1996). Hier wordt later in het rapport verder op ingegaan.

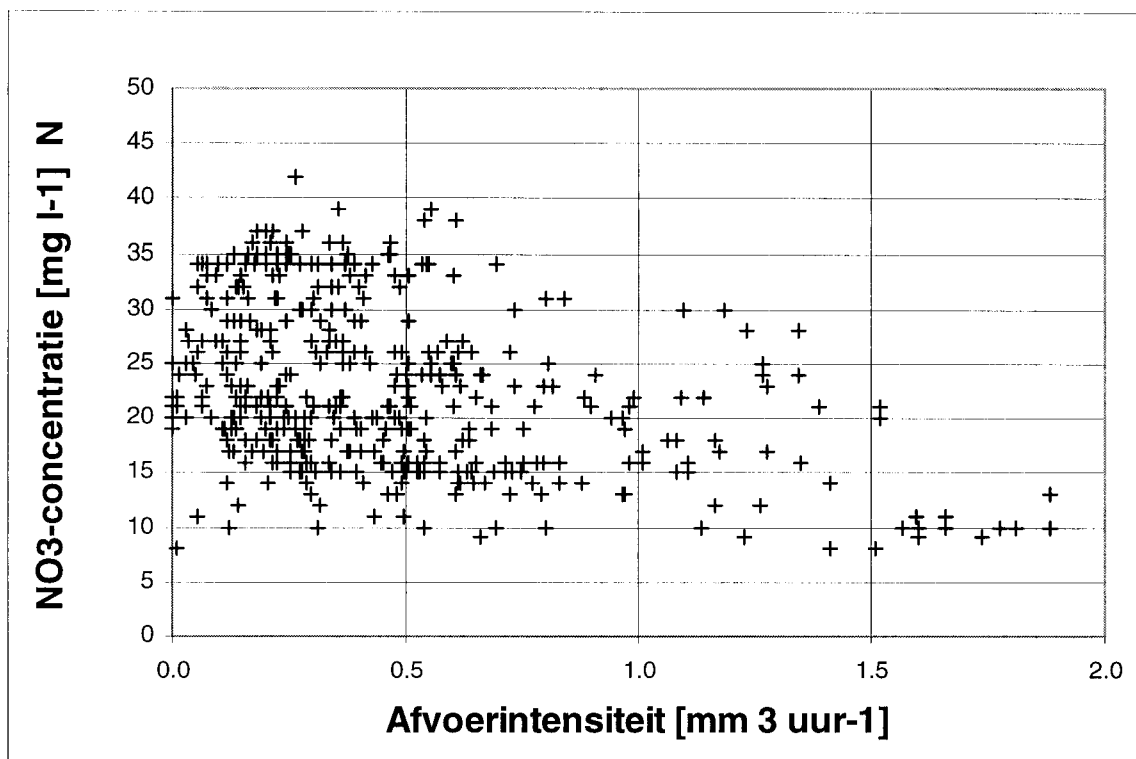
In figuur 4.4-B is de nitraatconcentratie in het beekwater uitgezet tegen de afvoerintensiteit. Uit de figuur kan in eerste instantie geen verband worden afgeleid. Er zijn echter dezelfde verschijnselen te zien als bij chloride, namelijk dat weer twee groepen van datapunten kunnen worden onderscheiden. De bovenste met de relatief hoogste concentraties bestaat wederom uit metingen van met name oktober tot en met december. Beide groepen vertonen een soort verdunningseffect. De verklaring voor relatief lage nitraatconcentraties in de zomer is de volgende. Lage afvoerintensiteiten hebben als herkomst of bron relatief diepe afvoercomponenten, relatief oud grondwater. Dit water bevat volgens metingen van de nitraatconcentratie in het beekwater tijdens de zomerperiode een relatief voor Hupsel lage nitraatconcentratie. Dit kan veroorzaakt worden door afbraak van nitraat in de ondergrond. Hoe langer de verblijftijd van het water, hoe groter de kans op afbraak is. Een andere

mogelijkheid is afbraak van nitraat door sulfide-oxydatie. Het voor Hupsel 'diepe' grondwater staat in contact met de miocene klei. Deze klei bevat pyriet (FeS_2). Hierdoor kan via pyrietoxidatie denitrificatie optreden waardoor de nitraatconcentratie daalt. Dit is onder andere te zien aan sulfaatconcentraties van het relatief 'diepe' grondwater in het gebied en van het beekwater in de zomer. Hierover zijn echter weinig gegevens bekend. In september en oktober 1993 zijn metingen uitgevoerd in de overgangperiode van zomer naar het begin van het drainageseizoen. Het aantal metingen van sulfaat bedraagt 45. Er kan vastgesteld worden dat sulfaatconcentraties in de zomer rond het niveau van 100 mg l^{-1} liggen. De concentratie nitraat-N is dan $20 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$. Bij het op gang komen van de drainage daalt de sulfaatconcentratie tot 70 mg l^{-1} en vertoont kortdurende dalen tot 40 mg l^{-1} tijdens afvoerpieken. Chloride reageert analoog hieraan. Het aandeel diep grondwater in de totale afvoer neemt af gaande van de zomer naar het drainageseizoen. Nitraatconcentraties stijgen snel als de drainage op gang komt en zijn ook laag tijdens afvoerpieken. De chlorideconcentraties dalen licht na de zomer.

Dit zijn allemaal waarnemingen die erop duiden dat het water dat in de zomer tot afvoer komt anders is van samenstelling dan het (grootste deel van het) water dat tijdens het drainageseizoen tot afvoer komt. Lage nitraatconcentraties in de zomer corresponderen met hoge sulfaatconcentraties in de zomer. Lage nitraatconcentraties in de winter duiden op een andere herkomst van het water, en zijn afkomstig van relatief ondiepe afvoercomponenten. Hiermee zijn de relatief lage nitraatconcentraties verklaard ($< 25 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$).



Figuur 4.4-A: Verband tussen afvoerintensiteit Hupselse beek en chlorideconcentratie in beekwater, april 1993 tot en met maart 1994.



Figuur 4.4-B: Verband tussen afvoerintensiteit Hupselse beek en nitraat-N-concentratie in beekwater, april 1993 tot en met maart 1994.

Uit analyse van de figuren 4.4-A en 4.4-B blijkt dat er twee groepen waarnemingen zijn te onderscheiden: een groep met relatief hoge waarden en het restant. Het restant van de waarnemingen laat voor chloride een verdunning zien bij toenemende afvoerintensiteit. Voor nitraat zijn de concentraties laag bij een geringe afvoerintensiteit (afvoer diep grondwater), om daarna te stijgen en vervolgens een verdunningseffect te vertonen. De waarnemingen met hoge concentraties chloride en nitraat-N zijn alle gedaan in de aanvangsperiode van het drainageseizoen (november-december). Dit is in de drainageseizoenen van vrijwel alle jaren waargenomen. Uit een analyse blijkt dat tijdens de eerste 75 tot 100 mm afvoer van een drainageseizoen de gemeten concentraties hoger zijn dan later in het seizoen, bij overigens dezelfde afvoerintensiteit. Dit is ook zichtbaar aan de in de tijd dalende concentraties voor chloride en nitraat-N naarmate het drainageseizoen vordert. Aangenomen wordt dat bij een bepaalde afvoerintensiteit dezelfde ontwateringsmiddelen functioneren, of dit nu aan het begin of einde van het drainageseizoen is. Hogere stofconcentraties tijdens de eerste maanden van het drainageseizoen kunnen veroorzaakt worden door aanrijking van stoffen in het bovenste grondwater tijdens de zomer door verdamping. Ook kan preferent transport door instabiele vochtfronten, in combinatie met een najaarsgift aan dierlijke mest de hoge concentraties veroorzaken.

Ten aanzien van de doelstellingen aangaande de kwaliteit van het oppervlaktewater kan gezegd worden dat voor zowel nitraat-N als N-totaal in de periode 1985-1993 geldt dat alle waarnemingen het niveau overschrijden (figuur 4.2.-A). In 90% van de gevallen is de

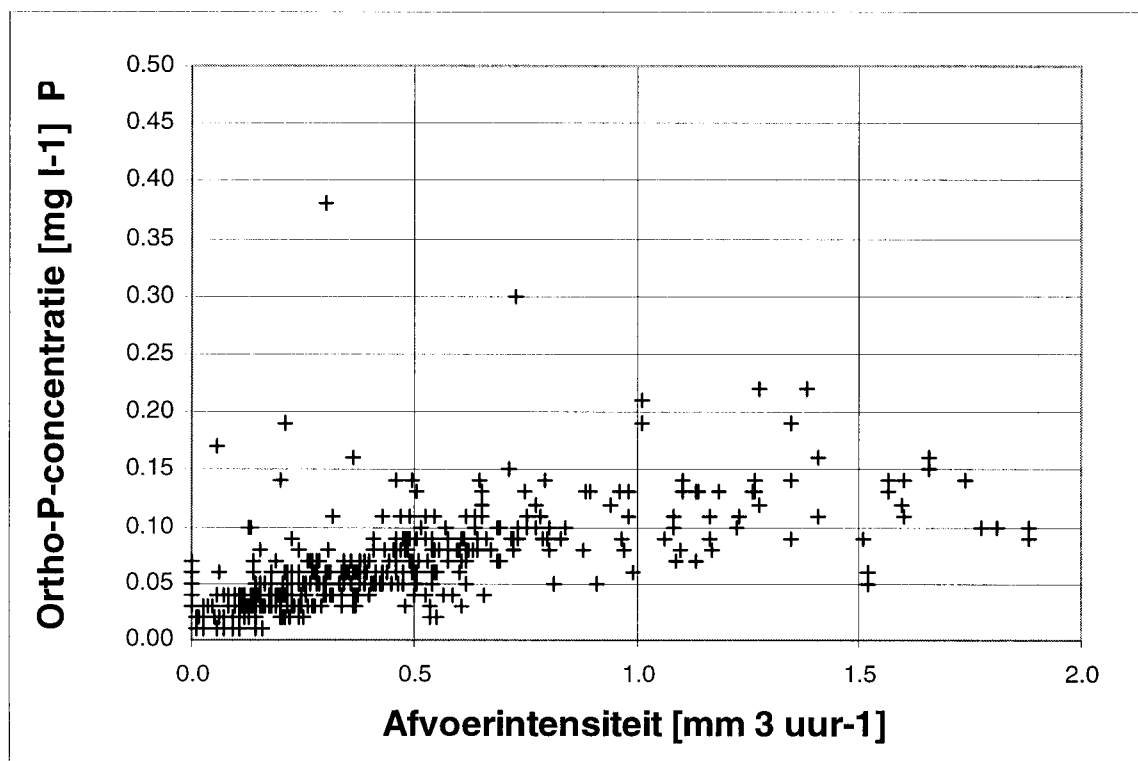
concentratie N-totaal hoger dan 25 mg l⁻¹ N. Opgemerkt moet worden dat de waarnemingen voornamelijk in de maanden met drainage hebben plaatsgevonden waarin hoge concentraties optreden, maar waar ook daadwerkelijk afvoer van betekenis optreedt. Reden hiervoor is reeds genoemd in het begin van deze paragraaf. De 'intensief' bemeten periode per jaar betreft wel het grootste gedeelte van het jaar, in tijd en afvoer.

Fosfor

De gemiddelde ortho-P-concentratie van het beekwater is 0,06 mg l⁻¹, de totaal-P-concentratie 0,21 mg l⁻¹ voor de periode april 1985 tot en met maart 1994. Ortho-P neemt globaal 10 tot 50% van totaal-P voor zijn rekening, gemiddeld ruim 30%. Er is geen duidelijk verband tussen ortho-P-concentratie en afvoerintensiteit en totaal-P-concentratie en afvoerintensiteit (figuren 4.5-A en B). Er treedt ook geen verdunningseffect op. Een verband is wel gesuggereerd door Kolenbrander en Van Dijk (1973). Het aandeel ortho-P in totaal-P is maximaal 50% bij afvoerintensiteiten groter dan 0,4 mm per 3 uur. In figuur 4.3-B zijn incidenteel gemeten concentraties in greppel- en oppervlakte-afvoer te zien. In de meeste gevallen zijn de fosfaatconcentraties hoog. Het valt te verwachten dat ondiepe afvoercomponenten relatief rijk aan fosfaat zijn. De verrichte metingen zijn echter zo incidenteel van aard dat zij slechts een globale indicatie hiervoor geven. Fosfor in de bodem bevindt zich meestal hoog in het profiel. Door bemesting is de bodem in de loop van de tijd van boven af voorzien van fosfor. De concentraties van P in het grondwater zijn in de orde van grootte 0,05 mg l⁻¹ P. Een bemonsteringsronde langs diverse peilbuizen in 1989 leverde totaal-P-concentraties op van 0,01 tot 0,07 mg l⁻¹ P (waterschap Rijn & IJssel). In 1990 zijn concentraties van 0,05 mg l⁻¹ P gemeten. Door Hoekstra (1991) gemeten concentraties in grondwater variëren van 0,01 tot 0,07 mg l⁻¹ P. De concentratie totaal-P in het beekwater varieert sterk in de tijd (bijlage 6). Het 'basisniveau' van de totaal-P concentratie schommelt tussen 0,1 en 0,2 mg l⁻¹ P. In de zomermaanden zijn er voor alle jaren weinig analyses beschikbaar (bijlage 6). Er treden 's winters herhaaldelijk pieken op in het totaal-P concentratieverloop. Deze komen vrijwel niet voor in 1985 en 1986. De oorzaak hiervan ligt waarschijnlijk aan de bemonsteringsstrategie in deze jaren, deze was namelijk handmatig en niet afvoerafhankelijk zoals vanaf 1990. Hierdoor kunnen piekconcentraties 'gemist' zijn. In andere jaren komen enkele pieken voor van 3 tot bijna 8 mg l⁻¹ P. Deze hebben een zeer incidenteel karakter, vrijwel alle concentraties zijn <2 mg l⁻¹ P. Dijkhuis *et al.* (1992) geven mogelijke verklaringen voor hoge P-concentraties in het beekwater zoals resuspensie van fosfor afkomstig van grond- of slibdeeltjes, oppervlakte-afvoer en interflow, en grondwater. Gemeten concentraties in oppervlakte-afvoer voor ortho-P lagen tussen 0,03 en 0,82 mg l⁻¹ P, van totaal-P 0,55 en 0,84 mg l⁻¹ P. Fosfor in grondwater varieerde van 0,01 tot 0,07 mg l⁻¹ P. Resuspensie kan tijdens afvoerpieken 15-20% van de P-vracht bepalen. Grondwater heeft naar verwachting weinig invloed. Aldus blijven oppervlakkige afvoercomponenten als belangrijkste bron over (Dijkhuis *et al.*, 1992). De afvoer via drainbuizen is echter ook een mogelijke P-bron. Metingen aan water afgevoerd door drainbuizen in november 1996 (57 steekmonsters; Van den Eertwegh, 1998-1) geven aan dat ortho-P-concentraties in

drainwater hoger dan $0,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$ kunnen zijn (90-percentiel waarde $0,11 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$), totaal-P hoger dan $0,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$ (90-percentiel waarde $0,32 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$).

De samenstelling van het drainwater geeft te zien dat de concentraties totaal-P in de door Van Ommen (1988) onderzochte drain variëren van $0,01$ tot $0,10 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$ met pieken tot $2 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$. De drain naast meteostation 'Hupsel' bevat $<0,01$ tot $0,20 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$, gemiddeld $0,06 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$. Deze laatste getallen onderschatten waarschijnlijk de daadwerkelijke concentratie vanwege de foute bemonsteringsmethodiek tot begin 1993 (niet afvoer-afhankelijk) en de aanwezigheid van ijzer in het drainwater (4.3.3). Blijkbaar kan dus ook drainwater hoge P-concentraties bevatten die niet speciaal tijdens afvoerpieken optreden.

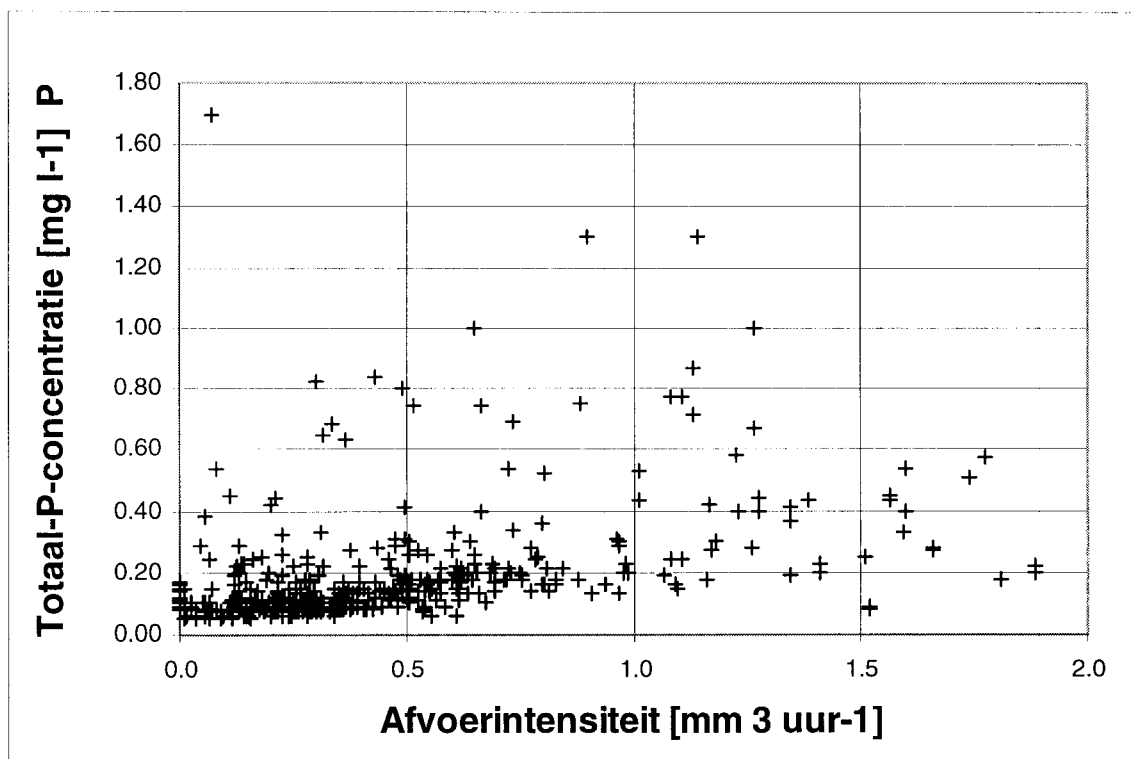


Figuur 4.5-A: Verband tussen afvoer Hupselse beek op 3-uur basis en ortho-P- concentraties in beekwater, april 1993 tot en met maart 1994.

Hoge P-concentraties in de beek duiden in het algemeen op het optreden van ondiepe afvoerprocessen. Zowel ortho-P als totaal-P zijn verhoogd tijdens pieken in P-concentraties. Het aandeel van ortho-P in piekconcentraties kan tot 50% oplopen, meestal is dit echter lager. Er zijn een aantal mogelijke oorzaken aan te geven van de optredende pieken:

- meststoffen komen direct in de ontwateringsmiddelen terecht;
- oppervlakte-afvoer;
- interflow;
- grondwaterafvoer en drainafvoer tijdens perioden met hoge standen;
- slibtransport, desorptie van P-deeltjes van de bodem van de beken en sloten.

De laatste 4 mogelijkheden doen zich voor tijdens relatief hoge afvoerintensiteiten. Aangenomen wordt dat lozing van meststoffen in de beek niet systematisch plaatsvindt. Het is wel denkbaar dat tijdens mestaanwending sloten of delen van de beek 'meebemest' worden. Een enkele piek in de P-concentratie kan hierdoor wel veroorzaakt zijn.



Figuur 4.5-B: Verband tussen afvoer Hupselse beek op 3-uur basis en totaal-P- concentratie in beekwater, april 1993 tot en met maart 1994.

Hoekstra (1990) onderzocht in de winter van 1988/1989 pieken in de fosfaatconcentratie tijdens hoge afvoerintensiteiten. Hij concludeert dat 's zomers vrijwel geen ortho-fosfaat in het beekwater aanwezig is vanwege adsorptie aan slibdeeltjes en de korte verblijftijd van oppervlaktewater in het gebied. Het voorkomen van ortho-fosfaat tijdens afvoerpieken wijt hij aan het voorkomen van oppervlakte-afvoer, evenals het voorkomen van totaal-P. Een andere oorzaak wordt gevormd door het (tijdelijk) vastleggen van ortho-P in organisch materiaal. Dit speelt vooral 's zomers een rol wanneer greppels en sloten begroeid zijn.

Over de rol van oppervlakte-afvoer als afvoerproces is gesproken in 3.2.1. Mocht het 's zomers tot oppervlakte-afvoer komen dan is het de vraag of deze ook tot hoge P-concentraties in de beek leidt. De maand juli 1993 kan als voorbeeld dienen. Tussen 14 en 16 juli 1993 viel 50 mm neerslag, terwijl er geen afvoer van betekenis optrad. Alle neerslag werd geborgen in de bodem. In de laatste week van juli 1993 viel 100 mm. Er trad een beekafvoer op van 20 mm. De totale neerslag in juli 1993 bedroeg 179 mm, de referentie-gewasverdamping volgens Makkink 76 mm en de beekafvoer ruim 15 mm. De som van

neerslag minus verdamping minus afvoer vanaf 1 januari 1993 tot en met 30 juni 1993 bedroeg -90 mm. De bergingsverandering in juli 1993 bedroeg 90 mm. Aldus is hydrologisch gezien het gebied op 1 augustus 1993 in een wintersituatie. De P-concentraties in het beekwater 'piekten' op 25-7-1993 om 6.00u. Er is een sterke verhoging van de afvoer van beekwater waargenomen. Ortho-P in het beekwater steeg van globaal 0,02 naar 0,17 mg l⁻¹ P, totaal-P steeg van globaal 0,05 naar 0,38 mg l⁻¹ P (piek). De nitraatconcentraties stegen van 8 mg l⁻¹ op 25-7-1993 4.00u naar 27 mg l⁻¹ op 26-7-1993 18.00u, om binnen 12 uur tijd te dalen naar 19 mg l⁻¹ en binnen weer 12 uur te stijgen naar 25 mg l⁻¹. Chlorideconcentraties startten op 32, stegen naar 43, daalden naar 30 en stegen weer naar 50 mg l⁻¹ op dezelfde tijdstippen. Deze metingen duiden op het gedurende een korte periode optreden van oppervlakkige afvoercomponenten, bijvoorbeeld oppervlakte-afvoer. Het in werking treden van de drains in het gebied is geconstateerd. De afvoer van de drainbuizen te meteoveld Assink kwam op gang op 25-7-1993. Als de afvoer van water via drainbuizen een belangrijk deel van de totale afvoer heeft uitgemaakt, zijn de gemeten N-concentraties aan de lage kant. Tijdens de 'echte' start van het drainageseizoen is de concentratie chloride 45 mg l⁻¹ en nitraat-N 40 mg l⁻¹. De zomerwaarden van de nitraatconcentratie van drainagewater zijn dus blijkbaar lager dan de winterwaarden. Dit kan te maken hebben met het toepassen van mest in het najaar waardoor de vanaf dan gemeten concentraties hoger kunnen zijn. In juli 1993 heeft veel neerwaarts transport van water plaatsgevonden, vergelijkbaar met een wintersituatie. De waarnemingen houden in dat er 's zomers minder nitraat uitspoelt dan in de herfst of winter.

De eenmalige piek in P-concentraties kan het gevolg zijn van oppervlakkige afvoercomponenten. De nutriëntenvoorraad in het bovenste deel van het bodemprofiel is aan uitputting onderhevig door de gewasopname. Alleen het optreden van hevige neerslag vlak na bemesting leidt tot zichtbare verhogingen in (vooral) de totaal-P concentratie. De kans op deze combinatie lijkt klein maar wordt echter vergroot door het feit dat boeren vaak bemesten wanneer op korte termijn neerslag verwacht wordt. 's Winters zijn de gevolgen van het optreden van oppervlakte-afvoer voor de samenstelling van het oppervlaktewater groter. Ten eerste is de kans op het optreden van dit afvoerproces groter. Ten tweede wordt er in de herfst en in februari-maart vaak dierlijke mest toegediend. Door beperkingen aangaande de uitrijperiode van dierlijke mest t.g.v. uitvoering van de mestwetgeving zijn de gevolgen van oppervlakte-afvoer voor de P-belasting van oppervlaktewater tijdens een aantal wintermaanden waarschijnlijk beperkt. Hierdoor kunnen lagere P-concentraties in de winter waargenomen zijn. Hoekstra (1991) meldt dat de P-concentratie in oppervlakte-afvoer een factor 10 hoger is dan die van grondwater. Thunnissen (1987) geeft aan dat oppervlakte-afvoer tot 15 mg l⁻¹ P en 30 mg l⁻¹ N kan bevatten, gemeten tijdens een beregeningsproef. Van groot belang voor de P-concentratie is de tijd die verstrijkt tussen oppervlakkige toediening van meststoffen en het optreden van oppervlakte-afvoer. Daarnaast speelt het seizoen een rol via de opname door gewassen van nutriënten. 's Zomers zal dit bij dezelfde verstreken tijd tussen bemesting en oppervlakte-afvoer leiden tot lagere concentraties.

Medio december 1993 is herhaaldelijk het optreden van oppervlakte-afvoer geconstateerd. Op 16-12-1993 is een bemonstering uitgevoerd van oppervlakkig afgevoerd water op een 4-tal locaties en van water afgevoerd door twee greppels. De ortho-P-concentraties in oppervlakte-afvoer variëren van 0,1 en 0,8 mg l⁻¹ P, totaal-P varieert van 0,27 tot 2-3 mg l⁻¹ P (3 metingen). Chlorideconcentraties zijn 5 tot 18 mg l⁻¹. Bemonsterd greppelwater toont concentraties van totaal-N van 4-7 mg l⁻¹ N, ortho-P van 0,9-1,3 en totaal-P van 1,4-2,0 mg l⁻¹ P en chloride van 14-20 mg l⁻¹. De metingen duiden erop dat de samenstelling van greppelwater en oppervlakte-afvoer sterk op elkaar lijkt.

Analyses van ondiep uittredend grondwater in de slootwand resulteerde in concentraties van totaal-P van ongeveer 0,5 tot 0,8 mg l⁻¹ P (Hoekstra, 1991). Uittredend grondwater met deze concentraties kan op gebiedsniveau gezien een grote bijdrage leveren aan de P-concentratie in het beekwater indien de afgevoerde hoeveelheid water via dit afvoerproces voldoende groot is. De aanwezigheid van drains in het stroomgebied speelt een belangrijke rol hierin. In het drainwater van het experiment van Van Ommen (1988) komen regelmatig P-concentraties voor van enige tienden mg l⁻¹ P. Van een veldexperiment op een perceel naast het meteoveld te Assink is bekend dat via afvoer door de drainbuis fosfaat tot afvoer komt, echter niet op een 'normale' manier (Van den Eertwegh, 1994; Jolink, 1990). Het opgeloste fosfaat is grotendeels geadsorbeerd aan de ijzervlokken die na een afvoergolf zichtbaar een 'delta' vormen bij de monding van de drainbuis in de sloot. Deze vlokken accumuleren in tijden van weinig afvoer in en om de drainbuis. Bij overschrijding van een bepaalde afvoerintensiteit komen ze tot afvoer (indien aanwezig). Dit betekent in ieder geval dat er fosfaat uitspoelt tot op drainniveau. Het is mogelijk dat drainbuizen op meerdere locaties in staat zijn een gedeelte van de bodemvoorraad-P af te voeren op de geschetste manier. Dit gebeurt dus niet in de vorm van ortho-P indien de bodem ijzerrijk is, en dat zijn de bodems te Hupsel. Een deel van het geadsorbeerde gedeelte kan in oplossing komen in de sloot via desorptie. Hoekstra (1991) acht dit gedeelte klein. De invloed van opwerveling van bodemslib is volgens hem mede hierdoor gering. Het bodemslib is weliswaar fosfaatrijk, echter na opwoeling van bodemslib door het harken van de beekbodem worden stroomafwaarts geen veranderde P-concentraties gevonden.

Trends in de tijd in de P-concentratie zijn op dezelfde manier geanalyseerd als voor chloride en stikstof. De gemiddelde concentratie ortho-P in de tijd op maandbasis is licht dalend in de periode april 1985 tot en met maart 1993 en bedraagt 0,08 in 1986 en 1987, in 1990 tot en met 1992 0,03 mg l⁻¹. In de winter van 1993/94 is het gemiddelde omhoog gegaan naar 0,07 mg l⁻¹, waarschijnlijk doordat dat seizoen zo nat is geweest (ondiepe afvoercomponenten). Totaal-P vertoont ook een negatieve trend. Vanaf 1987 daalt de gemiddelde concentratie van 0,25-0,30 naar 0,15 mg l⁻¹ P. Deze negatieve trend wordt bevestigd door de daling in de tijd van de afvoer-gewogen gemiddelde concentratie totaal-P. Van der Wiele (1996) vindt voor de vaste meetpunten, grensmeetpunten en landbouwmeetpunten binnen het beheersgebied van het waterschap Rijn & IJssel dalende trends in concentraties ortho-P en totaal-P met een betrouwbaarheid van 95%. Mogelijke

oorzaken voor de negatieve trends zijn gewijzigde bemestingstechnieken (mestinjectie) en uitrijregels (Van der Wiele, 1996). Hier wordt later in het rapport verder op ingegaan.

De kwaliteitsdoelstelling voor stagnant eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater bedraagt $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-P als gemiddelde waarde voor de zomerperiode. In bijlage 6 is te zien dat voor ortho-P 96% van de meetwaarden beneden het niveau van $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ P liggen. Voor totaal-P is bijna 60% van de metingen lager dan $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ P. De concentraties totaal-P in de maanden april-september overschrijden het doelstellingsniveau herhaaldelijk (Fig.4.2-B). Opgemerkt moet worden dat het beekwater voor de meeste jaren gedurende de maanden juli-oktober niet frequent bemonsterd is. Afhankelijk van klimatologische en hydrologische omstandigheden zijn de afvoer van de beek en de P-concentratie laag. Indien echter deze maanden 'nat' zijn en er beekafvoer van enige betekenis optreedt kunnen de concentraties stijgen. Sinds de start van de afvoerafhankelijke bemonstering zijn er dan ook automatisch monsters genomen. Op 25 juli 1993 bijvoorbeeld zijn concentraties gemeten van $0,17 \text{ mg l}^{-1}$ P in de vorm van ortho-P en $0,38 \text{ mg l}^{-1}$ P in de vorm van totaal-P. Na een maand met ongeveer 170 mm neerslag (tweemaal zoveel als normaal) bedroeg de beekafvoer eind juli 1993 200 tot 300 l s^{-1} .

Er zijn slechts weinig gegevens over de samenstelling van het relatief diepe grondwater in Hupsel bekend. Indien er bemonsteringen zijn uitgevoerd is dit veelal een actie op ad hoc basis geweest. De weinig systematische bemonstering van het grondwater geeft slechts een beperkte indruk van de samenstelling ervan, zowel ruimtelijk als temporeel. Dit is te meer moeilijk daar het grondwater in Hupsel 'ondiep' genoemd kan worden en daardoor onder sterke invloed staat van de lokale bodembelasting met meststoffen, bodemgebruik, Gt etc. Bij de beschrijving van de gemeten concentraties ontbreekt deze informatie geheel of gedeeltelijk. Daarnaast is onduidelijk of de bemonstering op de juiste of steeds indentieke wijze is geschied en of de gebruikte peilbuizen en putten ook 'vers' grondwater bevatten, representatief voor het grondwater in de omgeving van het monsterpunt. In het kader van studentenonderzoeken zijn sporadisch bemonsteringen uitgevoerd. Het onderzoek van Van Bergen *et al.* (1987) is hier een voorbeeld van. Zij verrichten in 1985 metingen van de samenstelling van grondwater op diverse locaties. Het bleek dat de nitraatconcentratie sterk in de ruimte varieerde, globaal van 0 tot 100 mg l^{-1} N. De sterke ruimtelijke variabiliteit is ook zichtbaar bij een aantal analysecijfers van het waterschap Rijn & IJssel. In januari 1989 zijn een aantal peilbuizen bemonsterd. De nitraat-concentraties varieerden van 0,4 tot 25 mg l^{-1} N. Cl-metingen in het grondwater tonen concentraties van 16 tot 156 mg l^{-1} in het Noordoosten van het stroomgebied en van 50 tot 100 mg l^{-1} in het Zuiden en Noordwesten (voorjaar, 1985; Van Bergen *et al.*, 1987). In 1989 zijn door het waterschap Rijn & IJssel chloride concentraties gemeten van 14 tot 92 mg l^{-1} op diverse verspreide locaties in het gebied. Het drainwater van de percelen naast het meteostation 'Hupsel' bevat globaal 40 tot 60 mg l^{-1} in de periode oktober 1992 tot en met maart 1993. De concentratie in het slootwater ter plekke belooft 40 tot 50 mg l^{-1} . P-concentraties in grondwater, voor zover gemeten, geven een totaal-P-concentratie te zien van 0,05-0,10 mg l^{-1} P. Er is weinig

bekend over de werkwijze tijdens de bemonstering, de 'kwaliteit' van de bemonsterde peilbuizen of putten etc. Indien bijvoorbeeld gronddeeltjes die nutriënten bevatten van bovenaf in de peilbuis of put terechtkomen kunnen de concentraties in het grondwater in de buis hoog zijn. Indien de buis of put vervolgens niet goed doorgespoeld wordt zijn de concentraties in het water niet representatief voor het nabije grondwater. Voor een goede bepaling van P moet nauwkeurig gewerkt worden daar de gemeten concentraties vaak de onderste analysegrens van $0,01 \text{ mg l}^{-1} \text{ P}$ benaderen.

4.3.5. Stofvrachten beekwater

De stofvrachten van het beekwater zijn te berekenen door de afvoer te vermenigvuldigen met gemeten concentraties. In tabel 4.12 zijn de uit literatuur bekende stofvrachten samengevat, ze zijn berekend op basis van de oppervlakte van het stroomgebied van 650 ha. Het landbouwareaal is het gedeelte van het oppervlak waarop de meeste meststoffen terecht komen. Het bedroeg in 1972 ongeveer 525 ha (Kolenbrander en Van Dijk, 1973), in 1979, 1983 en 1986 zo'n 600 ha (karteringen Rijkswaterstaat), in 1987 ongeveer 559 ha (Witte, 1987) en 1994 ongeveer 615 ha (kartering SC-DLO, kaart LGN9294). Aangenomen dat het landbouwareaal ruim 600 ha bedraagt betekent dit dat de vrachten met een factor 1,08 vermenigvuldigd moeten worden om de vrachten per ha cultuurgrond te berekenen. Thunnissen (1987) merkt op dat de door Lammers (1985) berekende vrachten te laag zijn doordat niet-afvoerafhankelijk genomen watermonsters als uitgangspunt hebben gediend.

Tabel 4.12: Vrachten stroomgebied Hupselse beek volgens de literatuur

Periode	Afvoer [mm]	N-vracht [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	P-vracht [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	Bron
01/1971-12/1971 1/1972-12/1972	365 mm j ⁻¹ (geschat)	70	0,35	Kolenbrander en Van Dijk (1973)
06/1983-03/1984	287 mm	100	0,67-1,05	Lammers (1985)
09/1986-04/1987	235 mm	43 (onderschatting)	0,29	Van Engelenburg en Van den Eertwegh (1988)
05/1988-04/1989	298 mm	100-110	0,95	Van Wolfswinkel (1992)

De 3-uur-sommen van de afvoer van de Hupselse beek zijn als basis genomen voor de berekening van de stofvrachten. Het komt voor dat er meer dan 1 monster genomen is binnen 3 uur. Indien dit het geval is zijn de concentraties rekenkundig gemiddeld en is

vervolgens de vrachtberekening uitgevoerd. De berekening van stofvrachten in oppervlaktewater wordt door Steenvoorden en Hoeijmakers (1983) nader toegelicht. Ze concluderen dat vrachtberekening op basis van steekmonsters tot een onderschatting van de P-vrachten leidt. Met steekmonsters doelen zij hier op monsters die minimaal 1 maal per 6 dagen genomen worden, onafhankelijk van het afvoerverloop. De in dit onderzoek beschreven watermonsters zijn **steekmonsters**. Vanaf november 1990 zijn de steekmonsters **afvoerafhankelijk** genomen en zijn de monsters niet meer gemengd maar afzonderlijk geanalyseerd. Aldus zijn de berekende vrachten vanaf november 1990 van relatief hoge kwaliteit, meer betrouwbaar vergeleken met de berekende vrachten tot dan toe. De frequentie van monsternamen, per 1 mm afvoer, ofwel een volume van 6500 m³ per monster, wordt voldoende geacht om tot een juiste inschatting van de stofvracht te komen. Het concentratieverloop is in ieder geval goed te bepalen via de gekozen strategie van de bemonstering. De stofvrachten zijn aldus berekend op basis van 3-uur-afvoeren en er is zoveel mogelijk de zogenaamde **directe methode** toegepast (Klavers en De Vries, 1993). Hierbij wordt het afgevoerd volume direct vermenigvuldigd met de in de betreffende afvoerperiode geldende/gemeten concentratie. Niet-bemonsterde afvoerperiodes worden vermenigvuldigd met concentraties in de direct navolgende wel bemeten afvoerperiode.

*Tabel 4.13-A: Stofvrachten Hupselse beek **winterseizoen** van oktober tot en met maart.*

Winter	Afvoer [mm]	N-vracht [kg ha ⁻¹]	P-vracht [kg ha ⁻¹]	Cl-vracht [kg ha ⁻¹]
1985-1986	214	68	0,65	92
1986-1987	218	91	0,96	106
1987-1988	415	126	0,87	159
1988-1989	234	85	0,76	97
1989-1990	135	71	0,27	74
1990-1991	245	108	0,62	118
1991-1992	195	86	0,52	95
1992-1993	214	88	0,27	101
1993-1994	471	116	0,88	149

In tabel 4.13-A en 4.13-B zijn de berekende stofvrachten op seizoensbasis te zien. Er dient rekening te worden gehouden met het feit dat de tijdreeksen van de N- en totaal-P concentraties in bijlage 6 als basis hebben gediend voor de vrachtberekening. Gebrek aan analysegegevens levert aldus een minder betrouwbare vracht op. Dit geldt met name voor de jaren 1985 en 1986. De waterafvoer tijdens het winterseizoen omvat voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 79% van de jaarsom. Wat betreft de stofvrachten geldt een vergelijkbare verhouding tussen winter en zomer. Voor stikstof geldt een percentage van 82%, voor fosfor 78% en voor chloride 77%. Opgemerkt dient te worden dat voor fosfor

de zomervracht onderschat kan zijn door het geringe aantal beschikbare analyses. De waterafvoer is 's zomers echter gering. De stikstofvracht voor de zomerperioden is dan betrouwbaarder omdat de concentraties van N-totaal minder variëren dan die van totaal-P.

*Tabel 4.13-B: Stofvrachten Hupselse beek **zomerseizoen** van april tot en met september.*

Zomer	Afvoer [mm]	N-vracht [kg ha ⁻¹]	P-vracht [kg ha ⁻¹] [¹]	Cl-vracht [kg ha ⁻¹]
1985	117	39	0,26	55
1986	89	26	0,40	45
1987	129	46	0,40	62
1988	41	10	0,12	18
1989	38	12	0,17	16
1990	22	7	0,05	11
1991	25	6	0,03	13
1992	47	14	0,10	23
1993	100	30	0,11	43

De Cl-vrachten bedroegen in 1971/72 ongeveer 196 kg ha⁻¹ j⁻¹ (650 ha), de N-vrachten waren 64 ha⁻¹ j⁻¹ N en de P-vrachten 0,8 kg ha⁻¹ j⁻¹ P, na correctie voor de invloed van de bewonersdichtheid (Kolenbrander en Van Dijk, 1973). In tabel 4.6 (4.3.1) is te zien dat de gemiddelde bodembelasting uit bemesting met chloride voor de periode 1985-1994 ongeveer 130 kg ha⁻¹ bedraagt. Hierbij dient nog de atmosferische depositie en afvalwater opgeteld te worden. De gemiddelde vracht van de beek is ruim 140 kg ha⁻¹. Deze getallen stemmen goed overeen. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de Cl-huishouding van het stroomgebied ongeveer in evenwicht is (in=uit). De analyse van de stofvrachten zal starten met de bespreking van de Cl-vrachten omdat chloride een niet-reactieve stof is. Vervolgens komen N en P aan bod. Onderwerpen die besproken worden zijn:

- verband vracht en bodembelasting;
- verdeling vracht tussen winter- en zomerseizoen;
- verband tussen waterafvoer en vracht;
- trend in de tijd.

Analyseresultaten van Cl- en N-vrachten dienen in een bepaalde mate overeen te komen omdat de parameters waar het om gaat, chloride en nitraat-N, beide vergelijkbare transport eigenschappen hebben. Nitraat kan echter aan afbraak onderhevig zijn. Met name de invloed van denitrificatie kan zich hier doen gelden (4.3.4), bijvoorbeeld in het zuidoosten van het stroomgebied (Van Bergen *et al.*, 1987). Verder zijn de voornaamste bronnen van beide stoffen dierlijke mest en kunstmest, ware het niet dat N-kunstmeststoffen vaak geen of een onbekende hoeveelheid chloride bevatten. Het afvoerproces van beide stoffen is

vergelijkbaar. Fosfor gedraagt zich in en op de bodem anders en hoeft daarom geen gelijkenis te vertonen met het af- en uitspoelingsproces van chloride en nitraat.

In tabel 4.14 staan de stofvrachten per afvoereenheid van 1 mm te zien, dit is een afvoer-gewogen gemiddelde concentratie. Gemiddeld voor de periode 1-4-1985 tot en met 31-3-1994 is de afvoer-gewogen gemiddelde Cl^- concentratie gelijk aan 45 mg l^{-1} . In de zomermaanden is deze 48 mg l^{-1} , in de wintermaanden 43 mg l^{-1} . In de maand november komt meestal de waterafvoer van de beek op gang. In deze maand is de afvoer-gewogen concentratie echter 50 mg l^{-1} , terwijl in de twee maanden daarvoor $41\text{--}43 \text{ mg l}^{-1}$ berekend is. Blijkbaar zijn in het begin van drainageseizoen de Cl^- concentraties extra hoog en spoelt er bij gelijke hydrologische condities meer chloride uit dan tijdens de resterende maanden van het drainageseizoen.

Aan de Cl^- concentraties is te zien dat 's zomers grondwater tot afvoer komt met een Cl^- concentratie van 45 tot 65 mg l^{-1} . Dit grondwater wordt verwacht relatief oud (lees diep) en goed gemengd te zijn. Tijdens alle zomers in de periode april 1985 tot en met maart 1994 zijn deze concentraties gemeten. Dit duidt erop dat het relatief oude grondwater een in de tijd konstante Cl^- concentratie heeft en dus (merkbaar) niet aan veranderingen onderhevig is. Na de zomer in het begin van de drainageperiode daalt de Cl^- concentratie. Als in het winterhalfjaar ondiepe afvoercomponenten overheersen en aldus relatief jong water tot afvoer komt, betekent dit dat reeds binnen het winterseizoen verdunning optreedt. Anders gezegd, er spoelt binnen het winterseizoen zoveel uit van de eindige hoeveelheid chloride in het ondiepe grondwater dat verdunning meetbaar is. Aldus toont de samenstelling van het beekwater in het winterhalfjaar aan dat de minimale verblijftijd van het (ondiepe) grondwater 1 tot enkele maanden bedraagt.

Om eventuele veranderingen in de uitspoeling van chloride in de tijd te volgen is de afvoer-gewogen gemiddelde concentratie op maandbasis in de tijd onderzocht. Deze verhouding vertoont voor de periode 1-4-1985 tot en met 31-3-1994 vanaf najaar 1992 een negatieve trend van 50 naar 38 mg l^{-1} (jaargemiddelde waarde). Op maandbasis bekeken vertonen april tot en met augustus geen trend in de tijd. De afvoer-gewogen concentratie daalt voor september vanaf 1990 en voor oktober vanaf 1989. Voor november en december was in 1989 de concentratie op zijn hoogst, daarna volgde een lager niveau (geen duidelijke trend). Januari, februari en maart vertonen geen duidelijke trend. Het lijkt er dus op dat de uitspoeling van chloride iets verschoven is binnen het jaar. Daarnaast is echter ook sprake van dalende tendens vanaf 1991, hoewel een minder sterke, doch vergelijkbare daling zich ook al eens voor heeft gedaan in de periode 1987-1989. De afvoer-gewogen piekconcentraties zijn afgenomen vanaf 1990 van 65 naar minder dan 50 mg l^{-1} . Het voortschrijdend gemiddelde van de afvoer-gewogen concentratie op maandbasis daalt vanaf eind 1990 van 55 naar minder dan 40 mg l^{-1} . Door de in de tijd toegenomen export van dierlijke mest is wel een daling in de Cl^- vracht verwacht, aangezien de bodembelasting met chloride in de vorm van bemesting is gedaald in de tijd (tabel 4.6; 4.3.1). De berekende

vrachten geven deze daling min of meer te zien als ze 1 jaar in de tijd verschoven worden ten opzichte van de bemestingscijfers.

Tabel 4.14: Afvoer-gewogen concentraties stroomgebied Hupselse beek op seizoensbasis, april 1985 - maart 1994.

Seizoen w=winter z=zomer	Afvoer [mm]	Afvoer-gewogen Cl-concentratie [mg l ⁻¹]	Afvoer-gewogen tot-N-concentratie [mg l ⁻¹]	Afvoer-gewogen tot-P-concentratie [mg l ⁻¹]
z 1985	117	47	33	0.22
w 1985-1986	214	43	32	0.30
z 1986	89	52	29	0.45
w 1986-1987	218	49	42	0.44
z 1987	129	48	36	0.31
w 1987-1988	415	38	30	0.21
z 1988	41	44	25	0.30
w 1988-1989	234	41	36	0.32
z 1989	38	42	31	0.45
w 1989-1990	135	55	53	0.20
z 1990	22	50	30	0.25
w 1990-1991	245	48	44	0.25
z 1991	25	52	24	0.13
w 1991-1992	195	49	44	0.27
z 1992	47	49	30	0.21
w 1992-1993	214	47	41	0.12
z 1993	100	43	31	0.11
w 1993-1994	471	32	25	0.19

De N-vracht in de winter bedraagt 82% van het jaartotaal. De N-vracht van de beek op jaar- en seizoensbasis neemt eveneens lineair toe met de waterafvoer, ook ongeveer volgens het 1:1 verband. In de winters van 1987-88 en 1993-94 echter is de N-vracht in verhouding nog lager dan de reeds verdunde Cl-vracht voor deze winters. Blijkbaar ondervindt stikstof, en dan met name nitraat als dominerende component, een soort 'extra' verdunning en/of verdwijnterm in natte jaren. Dit kan duiden op het fenomeen dat in natte jaren meer denitrificatie in de bovengrond optreedt dan in een gemiddeld of droog jaar. De denitrificatie in de ondergrond wordt geacht meer constant te zijn in de tijd. In de natte winter van 1993-94 is de afvoer-gewogen N-concentratie 26 mg l⁻¹ tegen 31 mg l⁻¹ in 1987-88.

De afvoer-gewogen gemiddelde N-concentratie op maandbasis voor de periode 1-4-1985 tot en met 31-3-1994 is voor de maanden maart tot en met augustus 27-33 mg l⁻¹ N. In september en oktober stijgt deze naar 36 mg l⁻¹ N. In november is de concentratie 44 en in december 39 mg l⁻¹ N, om in januari te dalen naar 33 en in februari te stijgen naar 36 mg l⁻¹ N. Ook voor N, en dus nitraat, vindt er in de eerste maanden na aanvang van het drainageseizoen veel uitspoeling plaats. Net als voor chloride daalt ook de afvoer-gewogen N-concentratie binnen de wintermaanden. Dit bevestigt de hypothese dat de minimale verblijftijd van het ondiepe grondwater beperkt is en enkele weken tot maanden bedraagt. Om eventuele veranderingen in de uitspoeling van stikstof in de tijd te volgen is net als voor chloride de afvoer-gewogen gemiddelde N-concentratie op maandbasis in de tijd onderzocht. Deze concentratie vertoont voor de periode 1-4-1985 tot en met 31-3-1994 op jaarbasis een negatieve trend vanaf het najaar van 1990 van 40 mg l⁻¹ naar 25-30 mg l⁻¹ in 1993 en 1994. Per maand bekeken is de concentratie in april tot en met juni konstant in de tijd. In juli tot en met september is de concentratie sinds 1988 stabiel. De oorzaak voor eerdere schommelingen kan gezocht worden in de monsternamestrategie in de zomer. De concentratie in oktober vertoonde een piek van 65 mg l⁻¹ in 1989, daalde naar 22 mg l⁻¹ in 1991 en steeg tot 36 mg l⁻¹ in 1993. De concentratie in november en december vertoonde een piek in 1989 van 65 respectievelijk 55 mg l⁻¹ om daarna te dalen tot 45-55 mg l⁻¹ in 1992 en 25-35 mg l⁻¹ in 1993. Januari, februari en maart vertonen piekconcentraties van 55 tot 45 mg l⁻¹ in 1990, en dalen tot 35-40 mg l⁻¹ in 1991-1993 en tot 18-25 mg l⁻¹ in 1994. In grote lijnen komt het erop neer dat er een negatieve trend in de N-concentratie is ingezet vanaf de winter van 1989-90. De negatieve trend is vergelijkbaar sterk als die voor chloride. Vanaf de winter 1989-90 zijn met name de pieken in de N-concentratie afgenomen, analoog aan de waarnemingen van de pieken in Cl-concentraties. Lage concentraties blijven (zomer; 'oud' water) op hetzelfde niveau.

In de maanden juni en juli is de N-concentratie het laagst. 's Zomers komt relatief oud en diep grondwater tot afvoer. Dit grondwater bevat weinig stikstof. De stikstofconcentratie in het beekwater wordt gedomineerd door nitraat. De chlorideconcentraties in de zomermaanden zijn niet lager in de zomer dan in de winter, integendeel, ze zijn 's zomers hoger. De invloed van bemesting op chloride in het grondwater is dus blijkbaar meetbaar in het relatief diepe grondwater in het gebied. Er zou nog wat chloride in en om de Miocene kleilaag (mariene afzetting) kunnen voorkomen, maar aangenomen wordt dat dit chloride reeds verdwenen is door verzoeting. Aldus wordt ook nitraat verwacht in aanwezig te zijn in het diepe grondwater. Aldus zouden 's zomers ook gemiddelde of hoge concentraties gemeten moeten worden in het beekwater. Lage nitraatconcentraties in het beekwater duiden aldus op afbraakprocessen in de bodem en beekstelsysteem of retentie in het beekstelsysteem door plantengroei. In de diepere bodem kan nitraat gereduceerd worden door de aanwezigheid van pyriet. Sulfaatconcentraties in het beekwater liggen op het niveau van 100 mg l⁻¹ en zijn hiermee aan de hoge kant voor water in zandgebieden. Aldus wordt aangenomen dat in de diepe bodem in het stroomgebied nitraat deels afgebroken wordt door pyrietoxydatie. Een schatting voor het percentage dat afgebroken wordt is te maken

door de nitraatconcentratie in de zomer van een gemiddeld afvoerjaar gemeten te delen door de wintergemiddelde concentratie voor een gemiddelde afvoerjaar. Aldus wordt naar schatting in de ondergrond ongeveer 50-60% van het uitgespoelde nitraat-N afgebroken.

De P-vracht in de winterperiode neemt 78% van de jaarvracht voor zijn rekening. De P-vracht van de beek op jaar- en seizoensbasis neemt evenals voor chloride en stikstof ook (lineair) toe bij toenemende jaarafvoer. De mate van afwijking van het lineair verband is groter dan bij chloride en stikstof. Het verdunningseffect is niet waargenomen voor fosfor, dat was ook niet verwacht. Het tegenovergestelde wordt eerder verwacht, namelijk dat de vracht meer dan lineair toeneemt bij toenemende waterafvoer, vooral in natte jaren. Door het vaker optreden van ondiepe afvoercomponenten of meer ondiepe afvoercomponenten en opwerveling van bodemslib bij toenemende afvoerintensiteiten stijgt naar verwachting van sommige onderzoekers de P-concentratie bij een lineaire toename van de afvoerintensiteit (Kolenbrander en Van Dijk, 1973). Dijkhuis *et al.* (1992) concluderen dat resuspensie van fosfaat niet duidelijk bijdraagt tot piekconcentraties. Oppervlakte-afvoer en interflow worden als meer waarschijnlijke oorzaak gezien van hoge P-concentraties. Gelijkblijvende of stijgende concentraties bij toenemende afvoer leiden tot een exponentieel stijgende vracht bij toenemende afvoer. Het zal waarschijnlijk afhangen van de frequentieverdeling van afvoerintensiteiten of de P-vracht lineair of zelfs exponentieel toeneemt bij toenemende afvoer. Het ene natte jaar is daarmee het andere natte jaar niet wat betreft de af- en uitspoeling van fosfor. Zolang de bodems in het stroomgebied als geheel nog niet 'doorslaan' is het van belang de frequentie van ondiepe afvoeren en/of van ondiepe grondwaterstanden te kennen. Fosfor zal dan in het beekwater terecht komen wanneer de fosfaatrijke bovengrond deelneemt aan het afvoerproces, bij hoge grondwaterstanden.

De maandcijfers van de afvoer-gewogen P-concentratie laten zien dat er in de periode 1-4-1985 tot en met 31-3-1994 een negatieve trend in de tijd is vanaf de winter 1986-87 van 0,4 tot <0,2 mg l⁻¹ P in 1993-94. Voor de gemiddelde concentratie op jaarbasis geldt hetzelfde. Op maandbasis zijn de concentraties voor februari, mei, juni en september tot en met november variabel maar konstant in de tijd. Voor de andere maanden gelden dalingen van meestal 0,30-0,40 naar 0,10-0,15 mg l⁻¹ P vanaf 1988. De afvoer-gewogen P-concentratie daalt aldus licht. Dit wordt met name veroorzaakt door de dalende pieken, echter ook de ratio in maanden met weinig waterafvoer daalt licht. Vanaf 1990 heeft de afvoerafhankelijke bemonsteringsmethode pas echt naar behoren gewerkt. Aldus zijn vanaf dit jaar de eventueel optredende pieken in de P-concentratie in principe bemeten. Dit leidt tot berekende vrachten die de werkelijkheid beter benaderen dan in de jaren voor 1990. Genoemde dalingen zijn ook zichtbaar in de reeks vanaf 1990. Op basis hiervan kan voorzichtig geconcludeerd worden dat de af- en uitspoeling van fosfor in de periode 1985-1994 vanaf 1990 afneemt. In 4.4 vindt verdere analyse van de bevindingen plaats bij de behandeling van de stofbalansen.

4.3.6. Kwantificering afvoercomponenten en verblijftijden

Op basis van de samenstelling van het beekwater en de stofvrachten kunnen afvoercomponenten gekwantificeerd worden. Deze vertegenwoordigen de transportroutes volgens welke het neerslagoverschot tot afvoer komt. Er wordt een keuze gemaakt voor een benadering van de onderverdeling van de totale afvoer voor het stroomgebied als geheel. Hierdoor wordt de aanpak verticaal van aard (ondiep-diep), er wordt geen rekening gehouden met horizontale (ruimtelijke) variatie van de manier waarop water tot afvoer komt. Wanneer de verschillende afvoercomponenten die samen de totale afvoer bepalen een eigen, typische chemische samenstelling hebben die onderscheidend is ten opzichte van de samenstelling van de andere componenten kan deze samenstelling gebruikt worden voor de opsplitsing van de beekafvoer in de volgende componenten:

- oppervlakkige afvoer;
- ondiep grondwater;
- diep grondwater.

Diverse stoffen, zoals chloride, nitraat, fosfaat en sulfaat, kunnen gebruikt worden als een merkstof (tracer) voor de afvoercomponent. Lage concentraties aan chloride en aan nitraat en hoge aan fosfaat duiden in veel gevallen in Hupsel op ondiepe, oppervlakkige afvoer. Het kan echter ook voorkomen dat bij ondiepe componenten juist hoge chloride- en nitraatconcentraties optreden, bijvoorbeeld als vlak voor het optreden van oppervlakkige componenten mest is uitgereden of na vorst. Deze gevallen zijn meer incidenteel van aard. Hoge sulfaatconcentraties duiden in dit geval op relatief diepe stroombanen. Vertoebelend in de analyse is dat naast het feit dat concentraties in het beekwater verklaard kunnen worden uit een "verticale" analyse, op basis van oppervlakkig, ondiep en diep, concentraties ook kunnen variëren als functie van de lokatie binnen het stroomgebied. De drainbuizen, sloten e.d. zijn meestal ondiep ingesneden tot de hydrologische basis. De gradiënten in de grondwaterstand nabij drainbuizen en sloten zijn groter dan verder verwijderd van de desbetreffende drainbuizen of sloten. In werkelijkheid is de verblijftijd van water dat infiltreert in zones nabij ontwateringsmiddelen korter dan van water dat verderop in het perceel infiltreert. In deze zones is dus eerder een verandering van de belasting van het maaiveld met water en stoffen merkbaar in de samenstelling van het water dat tot afvoer komt.

De totale afvoer zoals gemeten te stuw 10A is opgedeeld in oppervlakkige, ondiepe en diepe afvoer (3.1) waarbij de som van deze componenten altijd gelijk is aan de totale afvoer. De hoofdtak van de beek ontvangt alle waterstromen tegelijkertijd, het relatieve aandeel van de componenten in de totale afvoer varieert in de tijd. Zo zal bijvoorbeeld in een droge zomer vlak voordat de beek droogvalt alleen afvoer van diep grondwater een rol van betekenis spelen. Bij afvoerpieken overheerst met name de ondiepe grondwaterafvoer. De

verdeling van de afvoer is hiermee een functie van de afvoerintensiteit. Aangenomen wordt dat naarmate een drainagemiddel, zoals een greppel, drainbuis, sloot of beek, dieper insnijdt in het zandpakket, de afvoer voor een toenemend deel uit diepere afvoer bestaat, dus uit ouder grondwater. Verder wordt aangenomen dat bij een bepaalde afvoerintensiteit steeds dezelfde drainagemiddelen in dezelfde mate actief betrokken bij het afvoerproces. De concentratie van de stoffen chloride, nitraat-N en in mindere mate totaal-P worden berekend op basis van de beschouwing over de afvoercomponenten.

De afvoercomponenten vormen een reflectie van de verblijftijd van water in de bodem. De volgende problemen doen zich voor bij analyse van de afvoercomponenten:

1. er is een variatie van jaar tot jaar in de gemiddelde concentraties voor de gebruikte stoffen (chloride, nitraat-N);
2. er is een variatie in de samenstelling van het beekwater binnen een jaar, met name als een negatieve trend vanaf het begin tot het eind van het drainageseizoen;
3. in het begin van het drainageseizoen zijn de concentraties van chloride en stikstof hoger bij een bepaalde afvoerintensiteit dan later in het seizoen bij dezelfde afvoerintensiteit.

Een voordeel is dat de samenstelling van het diepe grondwater in de tijd redelijk konstant is (par.4.3.4). De volgende werkwijze is gevolgd waarbij als uitgangspunt is genomen om de grote lijn in het afvoerproces van water en opgeloste stoffen correct te beschrijven en de uitzonderingen te laten voor wat ze zijn. Er heeft **geen calibratie of optimalisering** plaatsgevonden van de parameters van het rekenmodel. Voor de splitsing van de totale afvoer in 3 componenten zijn met name chloride en nitraat-N gebruikt en in mindere mate totaal-P. De totale waterafvoer (Q_{tot} in mm 3 uur^{-1}) wordt op basis van de intensiteit op een 3-uur-basis gesplitst in twee fracties, een oppervlakkige (f_{Qopp}) en een diepe afvoer (f_{Qdiep}) volgens:

$$f_{\text{Qdiep}} = 0,01 + 0,99 \exp(-Q_{\text{tot}} / 0,2)$$

$$f_{\text{Qopp}} = 0,025 + 0,0125 Q_{\text{tot}}^{1,75}$$

Het restant $f_{\text{Qondiep}} (=1,0-f_{\text{Qopp}}-f_{\text{Qdiep}})$ is de fractie ondiepe grondwaterafvoer (zie figuur 4.6), zodat:

$$Q_{\text{tot}} = Q_{\text{tot}} \cdot (f_{\text{Qopp}} + f_{\text{Qondiep}} + f_{\text{Qdiep}})$$

$$f_{\text{tot}} = f_{\text{Qopp}} + f_{\text{Qondiep}} + f_{\text{Qdiep}} = 1,0$$

Om de afvoercomponenten te markeren wordt aan elke component een eigen, van de andere componenten te onderscheiden stofconcentratie toegekend. Voor de **diepe** afvoercomponent is aan de genoemde stoffen een constante concentratie (C_{diep} in M L^{-3})

toegekend die noch varieert in de tijd en over de jaren, noch varieert met de afvoerintensiteit. Reden hiervoor is dat stofconcentraties in dit water langjarige gemiddelden zijn (relatief oud water) en eventueel slechts op een termijn van 5 à 10 jaar langzaam kunnen veranderen. De concentraties voor C_{diep} zijn in dit geval 60 mg l^{-1} chloride, 15 mg l^{-1} nitraat als N en $0,05 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-P. Deze concentraties zijn bepaald op basis van metingen van de samenstelling van het beekwater in tijden met (zeer) lage afvoerintensiteiten, aldus met name in de zomer.

De stofconcentraties in de **ondiepe** component van de waterafvoer (C_{ondiepe}) zijn voor totaal-P constant verondersteld op $0,15 \text{ mg l}^{-1}$. Voor chloride en nitraat-N zijn geen constante concentraties gekozen omdat gebleken is uit de veldwaarnemingen dat deze concentraties variëren van jaar tot jaar en zelfs binnen een jaar. Er zijn drie verschijnselen beschouwd die voor variatie en verandering van de stofconcentratie in de ondiepe afvoer kunnen zorgen:

1. variatie tussen de jaren onderling t.g.v. een veranderende maaiveldbelasting (veroorzaakt door een overschot op de stofbalans op perceelsniveau; zie par.4.5) en een variabel neerslagoverschot op jaarbasis (hydrologisch jaar);
2. negatieve trend in concentratie tijdens drainage seizoenen (invloed relatief jong water);
3. korte-termijn variatie als functie van de afvoerintensiteit (verdunningseffect).

Indien deze drie verschijnselen niet meegenomen worden is het niet mogelijk gebleken de waargenomen stofconcentraties enigszins correct te berekenen. Het eerste verschijnsel levert een basisconcentratie voor de ondiepe afvoer in een bepaald jaar op. Voor de ondiepe afvoer wordt deze concentratie aan chloride bepaald door het tweejarig gemiddelde van het overschot op de stofbalans op perceelsniveau (par.4.4). De waarde is gelijk aan de netto aanvoer minus de afvoer via de oogst, gedeeld door het neerslagoverschot. Voor het jaar 1993/94 wordt het tweejarig gemiddelde bepaald m.b.v. de cijfers voor 1993/94 en 1992/93 (laatste twee jaar). Er is gekozen voor een tweejarig gemiddelde omdat in het meeste ondiepe water binnen twee jaar tot afvoer komt. Voor de berekening van de concentratie aan nitraat-N in de ondiepe afvoer wordt bij de berekening van het overschot op de stofbalans de denitrificatie nog verdisconteerd.

De waargenomen daling van de stofconcentratie tijdens het drainage seizoen (tweede verschijnsel) is berekend door een dimensieloze zogenaamde verversingsfactor (f_v (-)) te introduceren. Deze factor houdt in dat het ondiepe grondwatersysteem, van waaruit ondiepe afvoer plaatsvindt, nog tijdens het drainage seizoen in toenemende mate ververscht wordt door doorstroming. De doorstroomde dikte van het ondiepe systeem is geschat op 1,0 m met een

porositeit van 0,35. Hiermee is het volume 350 mm (S_{ondiep} in L). De verversingsfactor is nu gedefinieerd als het cumulatieve drainage-volume van het hydrologisch jaar (Q_{cum} in L) gedeeld door S_{ondiep} volgens:

$$f_v = (Q_{\text{cum}} + S_{\text{ondiep}}) / S_{\text{ondiep}}$$

De initiële waarde voor f_v bij de start van het hydrologisch jaar ($Q_{\text{cum}}=0$) is gelijk aan 1,0 (-); f_v varieert in de periode 1985-1994 van bijna 1,5 tot ruim 2,6 (getalswaarden aan het eind van het hydrologisch jaar).

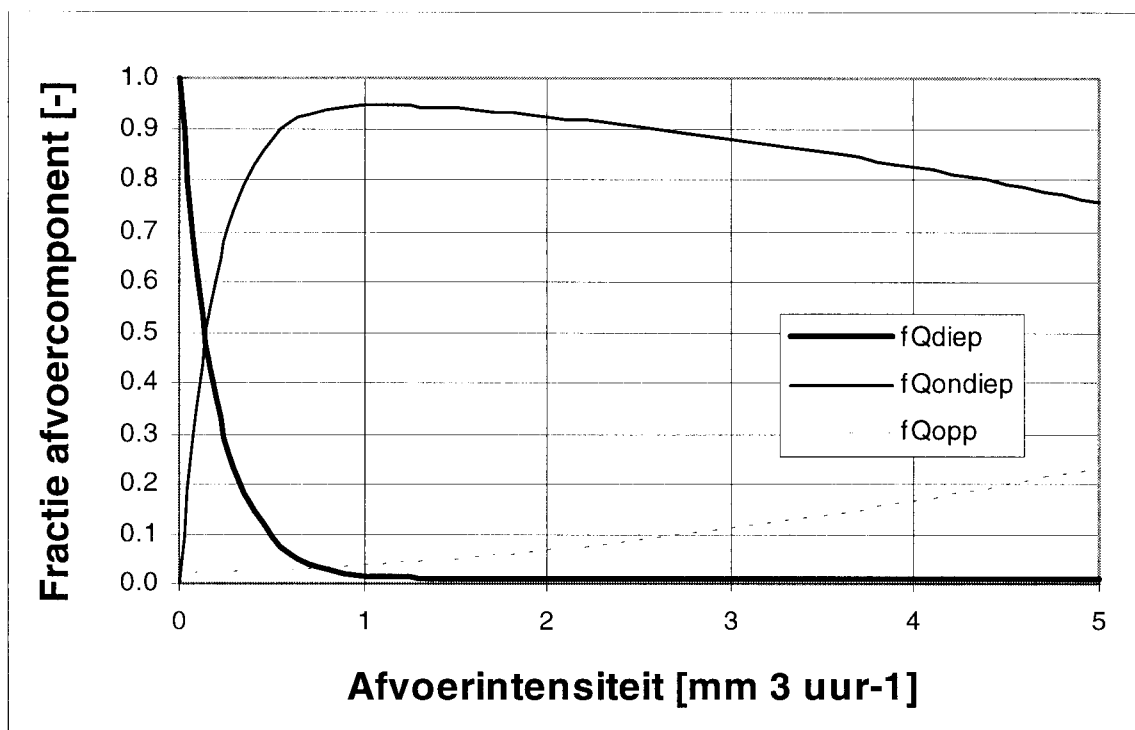
Teneinde de korte-termijn variatie in de uiteindelijke stofconcentratie te kunnen berekenen (derde verschijnsel) wordt de stofconcentratie verdund met een factor afhankelijk van de afvoerintensiteit op 3-uur basis. De stofconcentratie in de ondiepe afvoer (C_{ondiep} in M L^{-3}) wordt nu berekend volgens:

$$C_{\text{ondiep}} = ((B / (P - E_a)) - a Q_{\text{tot}}) / f_v$$

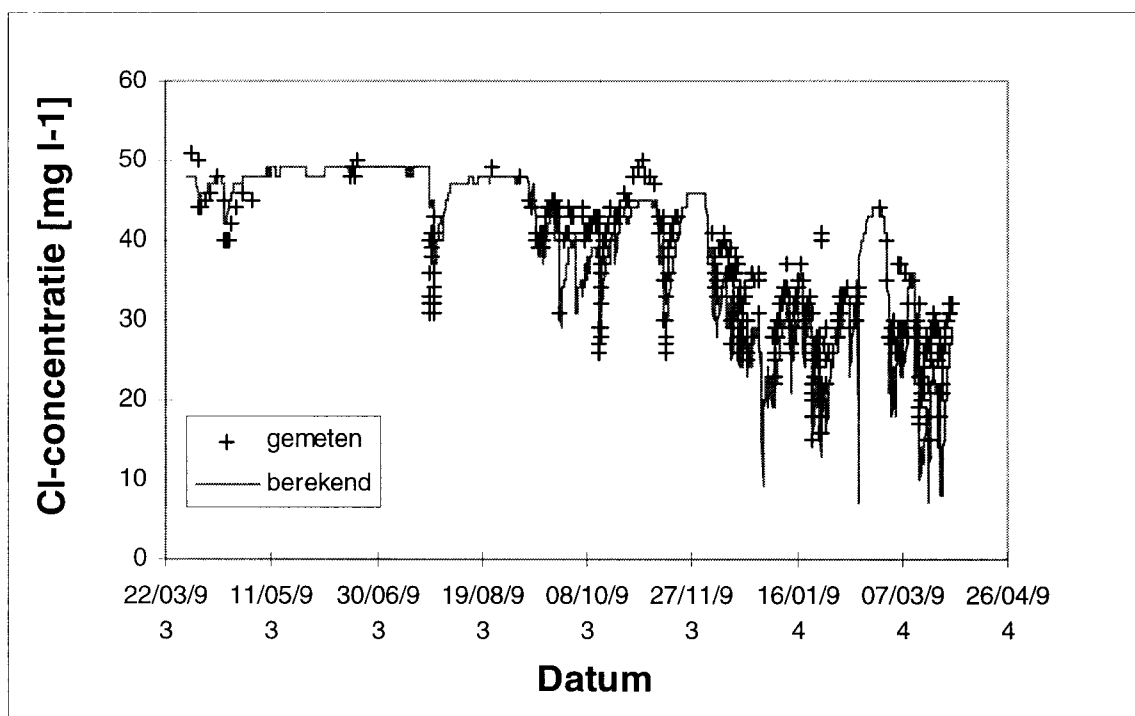
waarbij B ($\text{M T}^{-1} \text{L}^{-2}$) het tweejarig gemiddelde overschot op de stofbalans op perceelsniveau is, P minus E_a (L) de tweejarig gemiddelde jaarsom van het neerslagoverschot, Q_{tot} de afvoerintensiteit op 3 uur-basis [L T^{-1}] is en a een constante [M T L^{-2}]. Voor chloride geldt $a=5$, voor nitraat-N $a=15$. Indicatieve getalswaarden voor C_{ondiep} door de jaren heen zijn 35 tot 70 mg l^{-1} voor chloride en ruim 25 tot 100 mg l^{-1} N voor nitraat-N.

De variatie in de stofconcentraties in de **oppervlakkige** afvoer is voor zover veroorzaakt door het tweede verschijnsel (zie boven) op dezelfde manier afgeleid als voor de ondiepe grondwaterafvoer (constante $a=1$). De zogenaamde basisconcentratie is voor elk jaar constant verondersteld, voor chloride en nitraat-N beide gelijk aan 5 mg l^{-1} . Voor totaal-P is de concentratie in de oppervlakkige afvoer (C_{opp}) constant en gelijk aan 5 mg l^{-1} .

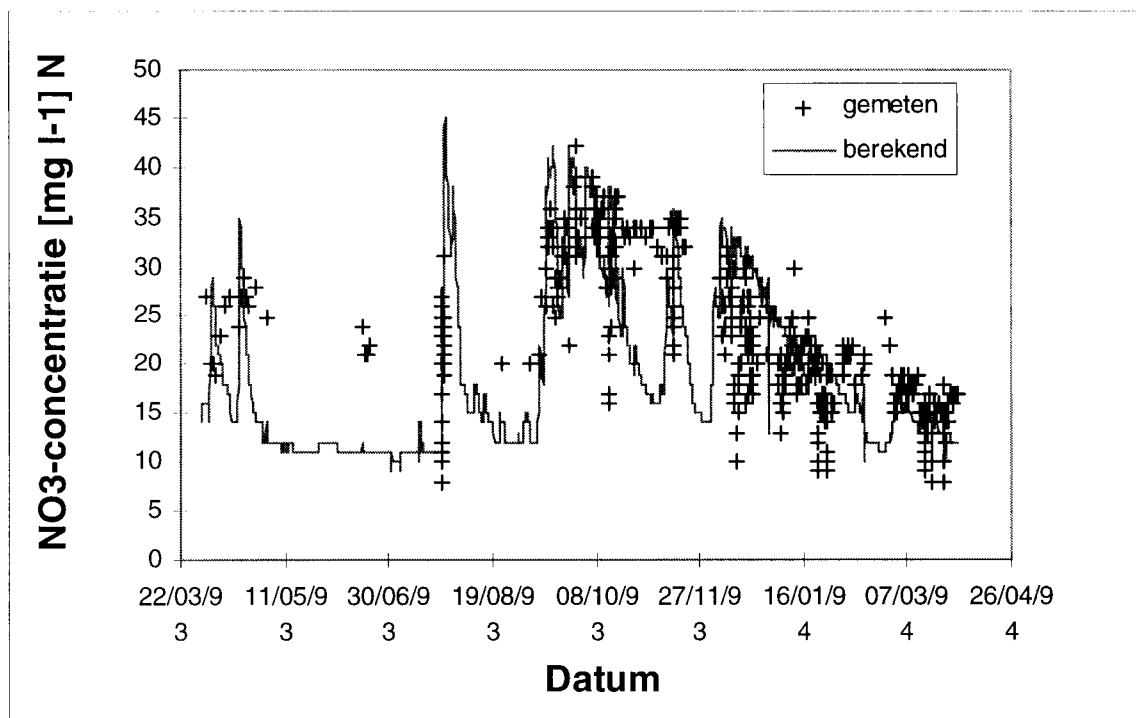
Na opsplitsing van de afvoer in componenten en na vermenigvuldiging van de afzonderlijke componenten met de bijbehorende stofconcentraties per component volgt hieruit een berekende stofconcentratie in het beekwater te stuw 10A. In de figuren 4.7A en 4.7B zijn voorbeelden te zien van gemeten en berekende stofconcentraties in het hydrologisch jaar april 1993 tot en met maart 1994.



Figuur 4.6: Onderverdeling totale afvoer in fracties per afvoercomponent op basis van de afvoerintensiteit op 3-uur-basis.



Figuur 4.7-A: Gemeten en berekende stofconcentraties beekwater te stuw 10A op basis van afvoercomponenten voor chloride in winter1993/94.



Figuur 4.7-B: Gemeten en berekende stofconcentraties beekwater te stuw 10A op basis van afvoercomponenten voor nitraat-N in de winter 1993/94

De analyse van de **afvoercomponenten** levert op dat voor de periode april 1985 tot april 1994 gemiddeld **34%** van de totale afvoer **diep** grondwater is, **63% ondiep** grondwater en **3% oppervlakkige** afvoer. In een nat jaar (1993) zijn de percentages respectievelijk 21, 76 en 3% (3,6%) en in een droog jaar zoals 1989 zijn ze 42, 55 en 3% (2,9%). Het percentage oppervlakkige afvoer blijft nagenoeg konstant als functie van de jaarafvoer. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat het overgrote deel van de gemeten afvoerintensiteiten laag is, en in dit lage bereik is het percentage oppervlakkige componenten 2 tot 3% (aangenomen).

In tabel 4.15 is de gemiddelde jaarvracht van de beek te zien voor de drie beschouwde stoffen op basis van de bijdrage van elke afvoercomponent met een bijbehorende concentratie. De concentraties aan stoffen voor de diepe en ondiepe componenten zijn afgeleid uit metingen, die van de oppervlakkige afvoer is geschat op basis van het eindresultaat van de vrachtberekening. De berekende vrachten benaderen de gemeten vrachten goed. Het resultaat laat zien dat het gebruik van afvoercomponenten en hun typische stofconcentraties tot redelijke schattingen van de stofvracht kan leiden. Te zien is ook dat de relatieve bijdrage in de gemiddelde Cl-vracht van diep en ondiep grondwater voor beide even groot is. De gemiddelde nitraat-N vracht wordt voor 85% bepaald door ondiep grondwater. De gemiddelde P-vracht wordt voor 37% bepaald door de samenstelling van ondiep grondwater en voor 57% door die van oppervlakkige afvoer.

Tabel 4.15: Gemiddelde stofvrachten Hupselse beek (650 ha), gemeten en berekend met behulp van afvoercomponenten. Gemiddelde jaarcijfers april 1985 tot en met maart 1994.

stof	diep grondwater		ondiep grondwater		oppervlakkige afvoer		vracht totaal berekend [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	vracht totaal gemeten [kg ha ⁻¹ j ⁻¹]
	afvoer [mm j ⁻¹]	concentratie [mg l ⁻¹]	afvoer [mm j ⁻¹]	concentratie [mg l ⁻¹]	afvoer [mm j ⁻¹]	concentratie [mg l ⁻¹]		
chloride	105	65	215	30	10	7,5	133	142
nitraat-N		15		40		2,5	102	114*
fosfaat		0,05		0,15		5,0	0,88	0.83**

N.B. * : totaal-N vracht

** : totaal-P vracht

Querner (1993) schat de gebiedsgemiddelde som van de horizontale en de radiale drainageweerstand op 70 tot 120 dagen. Uit de grondwaterstand-afvoerrelatie leidt hij af dat er 4 afvoercomponenten bestaan, te weten de basisafvoer naar de diep insnijdende hoofdtak van de beek, de afvoer naar de hoger insnijdende zijtakken van de beek, de afvoer naar sloten en drainbuizen en oppervlakte-afvoer. De gemiddelde drainageweerstand van het diepe systeem is 450 tot 600 dagen, van het ondiepe systeem 70 tot 90 dagen. Dit betekent dat de verblijftijd in de verzadigde zone minimaal twee à drie maanden en maximaal twee jaar is. De verblijftijd in de onverzadigde zone moet hierbij opgeteld worden om de totale verblijftijd te verkrijgen. Meijer (1994) geeft aan dat een groot deel van de afvoer van de Hupselse beek uit het noordelijk deel van het gebied komt met een maximale verblijftijd van 1 jaar. De verblijftijd van ondiep grondwater wordt geschat op 160 dagen. MODFLOW-berekeningen geven aan dat 60% van de beekafvoer uit ondiep grondwater bestaat. Het grondwater in het zuidelijk deel van het gebied verblijft maximaal drie jaar in het gebied. Werkman (1995) meldt dat na een droge periode grondwaterstanden en afvoer binnen 1 dag reageren op optredende neerslagoverschotten, vooral na buien met hoge intensiteiten. Dit kan duiden op preferent transport van water in de onverzadigde zone, maar dit hoeft echter niet. Dit water heeft een relatief korte verblijftijd. Als deze snelle reactie in de winterperiode optreedt kan de oorzaak ook gelegen zijn in een (zeer) geringe bergingscapaciteit van de onverzadigde zone.

De gemiddelde jaarafvoer van de Hupselse beek voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 is 330 mm j⁻¹. Oppervlakkige afvoer omvat 3% van de jaarafvoer en heeft naar schatting een verblijftijd van uren tot enkele weken. Als 63% van de jaarafvoer uit ondiep grondwater bestaat en een verzadigde zone van 1 m dikte wordt doorstroomd met een porositeit van 0,35, komt 70% van dit water binnen 1 jaar tot afvoer, 91% binnen twee jaar

en bijna 100% binnen 5 jaar tot afvoer (Ernst, 1973). De jaarafvoer bestaat voor 34% uit diep grondwater. Voor dit grondwater gelden percentages van respectievelijk 15, 27 en 55% bij een doorstroomde dikte van de verzadigde zone van 2 m. Voor het stroomgebied als geheel komt toepassing van de formule in 3.2 erop neer dat **30-35%** van de beekafvoer een verblijftijd heeft korter dan **1 jaar**. Naar schatting **80-90%** van de afvoer heeft minder dan **5 jaar** in de bodem doorgebracht.

4.4. Stofbalansen

Het opstellen van de stofbalansen voor het stroomgebied van de Hupselse beek kan geschieden met de in 4.3 genoemde en berekende aanvoer-, bergings-, verlies- en afvoertermen. De stofbalansen worden gepresenteerd als balansen op **perceelsniveau**. De aan- en afvoertermen in de balansen gelden voor een gemiddeld en representatief perceel te Hupsel. Bij de balansen is de term restpost vermeld. Deze restpost is niet te verwarren met het balansoverschot dat hier gedefinieerd is als aanvoer minus afvoer, **exclusief** de beekafvoer. Bij de presentatie van de stofbalansen zijn de volgende aannamen gedaan:

- de concentraties van N en P in de atmosferische depositie zijn voor de balansperiode konstant, de neerslag veroorzaakt verschillen in belasting;
- de P-concentratie in ongezuiverd afvalwater daalt van 1987 tot 1990 met 20% waarna deze verder konstant blijft.
- de mineralenproductie door landbouwdieren en de kunstmestgiften binnen het stroomgebied komen overeen met die van de gemeente Eibergen;
- de gewasafvoer is een lineaire functie van het neerslagoverschot in de zomer;
- de bijdrage van droge en natte depositie direct op open water aan de jaarvrucht van de beek is verwaarloosbaar.

De cijfers aangaande de bemesting zijn afkomstig van L.E.I.-D.L.O. (1985-1993). De cijfers over de mesttransporten zijn afkomstig van de Stichting Landelijke Mestbank. De relatie van de gewasafvoer met het actuele neerslagoverschot is bepaald aan de hand van landelijke en regionale cijfers van het C.B.S.-L.L.B. (1985-1993) over de droge stof oogst van hooi en kuilgras per eenheid van oppervlak. Deze cijfers vertonen een lineair stijgende lijn bij een toenemend actueel neerslagoverschot. Aangenomen is dat de N- en P-afvoer lineair varieert met de opbrengst aan droge stof. Voor gras is de gemiddelde gewasafvoer $380 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ aan N en $17 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ aan P en voor snijmais $170 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $26 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P.

In de tabellen 4.16-A tot en met C staan de stofbalansen op jaarbasis voor chloride, stikstof en fosfor op perceelsniveau. Uit de literatuur is bekend dat de netto bijdrage van de landbouw in de stofbalansen van de Hupselse beek in 1982 ongeveer $370 \text{ kg} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $72 \text{ kg} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P bedraagt, na aftrek van de geschatte gewasafvoer (Witte, 1987). Van Engelenburg en Van den Eertwegh (1988) berekenen voor de netto aanvoer vanuit de landbouw $290 \text{ kg} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ als N en $114 \text{ kg} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ als P voor de periode 1986/1987. Van Wolfswinkel en Van Duinen (1992) vinden voor 1988 een netto aanvoer vanuit de landbouw van $344 \text{ kg} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ N en $32,5 \text{ kg} \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ P.

4.5. Bespreking stofbalansen

De **chloridebalans** laat zien dat de restpost relatief gering is vergeleken met andere balanstermen. De balans klopt dus aardig in die zin dat het erop lijkt dat de Cl-huishouding van een gemiddeld perceel te Hupsel vrijwel in evenwicht is, hoewel een licht dalende tendens in de chloridevoorraad te zien is. Deze daling wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de netto mestexport. De gemiddelde beekvracht voor de balansperiode is $142 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Cl}$, het overschot op de balans ruim 140 kg ha^{-1} . Deze getallen komen goed overeen, zoals verwacht indien er sprake is van evenwicht in de Cl-huishouding van het stroomgebied. De Cl-voorraad in bodem en grondwater in het gebied slinkt nog niet echt, hoewel natte jaren wel voor netto afname van de voorraad zorgen door een grote beekvracht. Als de situatie inzake bemesting en export van mest blijft zoals die is, zijn in de (nabije) toekomst geen dalingen van betekenis in de chlorideconcentratie van het beekwater te verwachten. Een lichte daling wordt wel verwacht, aangezien het balansoverschot licht daalt in de tijd.

*Tabel 4.16-A: **Chloridebalans** van een gemiddeld perceel, stroomgebied van de Hupselse beek per hydrologisch jaar.*

Jaar	IN				UIT			REST- POST
	atm. depositie*	ongezuiverd afvalwater	bemesting		gewas- afvoer	mest- export**	beek- vracht	
			dierlijke mest	kunstmest				
			productie	toediening				
	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]
1985	22	7	136	92	92	0	147	+18
1986	20	7	139	89	98	0	152	+5
1987	27	7	139	87	89	0	221	-70
1988	19	7	137	91	92	20	115	+7
1989	17	7	136	97	103	40	91	+21
1990	19	7	137	83	101	42	129	-27
1991	18	7	137	87	90	43	108	+7
1992	19	7	136	81	102	46	124	-29
1993	29	7	137	83	90	48	192	-74
85-93	21	7	137	88	95	31	142	-16
% van netto aanvoer**					43%		64%	-7%

* Cl-concentratie in neerslag $2,5 \text{ mg l}^{-1}$

** de netto aanvoer naar de percelen is exclusief de mestexport

De restpost op de **stikstofbalans** bestaat uit atmosferische verliezen tengevolge van vooral denitrificatie en de accumulatie van stikstof in de bodem. Accumulatie in de bodem kan optreden door opslag van stikstof in organische stof (immobilisatie) en daarnaast door NH_4^+ -adsorptie aan het bodemcomplex. Aangezien de meeste graslanden te Hupsel permanent grasland zijn, zou het kunnen zijn dat de netto accumulatie van stikstof in wortels en organische stof niet groot is. Van de gemiddelde (1985-1993) netto aanvoer van stikstof van ruim $530 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ belandt bijna 60% in de gewasafvoer en 20% in de beek. Ongeveer 20% verdwijnt in de lucht via denitrificatie en accumulatie in de bodem. De restpost op de balans daalt in de tijd, evenals het N-overschot. Onbekend is echter of de N-voorraad in bodem en water in het gebied nog steeds wordt aangevuld, of dat er door denitrificatie inmiddels op de N-voorraad ingeteerd wordt. Als dit laatste het geval is dan zijn (op termijn) dalende stikstofconcentraties in het beekwater te verwachten. Door de bufferende werking van de bodem kan zo'n daling een tijd op zich laten wachten. Om te onderzoeken welk deel van de restpost tot de denitrificatie gerekend mag worden is in Tabel 4.17 een schatting gemaakt.

*Tabel 4.16-B: **Stikstofbalans** van een gemiddeld perceel, stroomgebied van de Hupselse beek per hydrologisch jaar.*

Jaar	IN				UIT			REST- POST
	atm. depositie	ongezuiverd afvalwater	bemesting		gewas- afvoer	mest- export	beek- vracht	
			dierlijke mest	kunstmest				
			productie*	toediening				
	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]
1985	51	4,2	372	260	270	0	107	+310
1986	48	4,3	366	272	323	0	118	+249
1987	63	4,3	361	283	255	63	151	+242
1988	45	4,4	338	211	263	125	95	+116
1989	41	4,5	329	212	345	134	83	+25
1990	46	4,6	334	191	368	133	115	-41
1991	43	4,6	352	190	270	138	92	+90
1992	45	4,7	363	190	390	139	102	-28
1993	68	4,8	353	194	263	144	147	+66
85-93	50	4,5	352	222	305	97	112	+114
% van netto aanvoer**					57%		21%	21%

*:inclusief atmosferische verliezen van ammoniak bij beweiding en toediening. Deze bedragen op jaarbasis 40-50 kg ha⁻¹.

** de netto aanvoer naar de percelen is exclusief de mestexport

De **fosforbalans** laat zien dat de restpost gemiddeld (1985-1993) bijna $35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$ bedraagt, dat is ongeveer 50% van de netto aanvoerpost op de balans. Deze hoeveelheid fosfor wordt op jaarbasis opgeslagen in de bodem, voornamelijk ten gevolge van P-adsorptie en in mindere mate via accumulatie van P in organische stof. De wel in de tijd dalende restpost is nog steeds positief. Het P-bindend vermogen van de bodem wordt dus verder aangesproken. In de periode april 1985 tot en met maart 1994 is bij benadering $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$ in de bodem opgeslagen. Het fosfaatfront in de bodem zal zich als gevolg daarvan naar grotere diepte verplaatsen. Dit leidt waarschijnlijk tot hogere P-concentraties in het bovenste grondwater. De gewasafvoer bedraagt gemiddeld 45% van de netto P-aanvoer. De beekvracht is gering ten opzichte van de netto aanvoer en bedraagt gemiddeld iets meer dan 1% hiervan. Uit het aandeel directe lozingen van de post ongezuiverd afvalwater blijkt dat dit aandeel van de orde van grootte is van de beekvracht. Afgezien van (eventuele) gebreken in de aannamen, gemaakt bij de post lozing ongezuiverd afvalwater (par.4.3.1), betekent dit dat de bijdrage van de af- en uitspoeling aan de beekvracht ongeveer $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1} \text{ P}$ bedraagt. De directe lozing van ongezuiverd afvalwater heeft dus naar verwachting een grote invloed op de P-concentraties van het beekwater.

*Tabel 4.16-C: **Fosforbalans** van een gemiddeld perceel voor het stroomgebied van de Hupselse beek per hydrologisch jaar.*

Jaar	I N				U I T			R E S T - P O S T
	atm. depositie	ongezuiverd afvalwater	bemesting		gewas- afvoer	mest- export	beek- vracht	
			dierlijke mest	kunstmest-				
			productie	toediening				
	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]
1985	1,0	3,2	102	9	27	0	0,91	87
1986	1,0	3,1	98	8	32	0	1,36	76
1987	1,3	3,0	94	5	26	20	1,27	57
1988	0,9	2,9	80	8	26	38	0,88	27
1989	0,8	2,8	76	9	34	40	0,44	14
1990	0,9	2,7	73	7	37	39	0,67	6
1991	0,9	2,7	74	7	27	41	0,55	15
1992	0,9	2,6	73	8	39	41	0,36	3
1993	1,4	2,5	74	7	27	42	0,99	14
85-93	1,0	2,8	82	7	31	29	0,83	33
% van netto aanvoer**					47%		1.2%	51%

** de netto aanvoer naar de percelen is exclusief de mestexport

De denitrificatie vindt zowel plaats in de bovengrond als in de ondergrond. De denitrificatie in de bovengrond wordt als volgt stapsgewijs geschat:

1. bereken de bruto N-uitspoeling door de N-bodembelasting te vermenigvuldigen met de uitspoelingsfactor volgens Kolenbrander (1981) voor grasland op zand, gegeven het niveau van de bodembelasting (0,35);
2. corrigeer de bruto N-uitspoeling voor het actuele neerslagoverschot per jaar;
3. bereken netto N-uitspoeling door Gt-korrektiefactor te berekenen op basis van de Gt-verdeling in het stroomgebied (Boumans et al., 1989). Dit leidt tot een factor van 0,45. Voorgesteld wordt deze te verhogen met 0,15 tot 0,60 vanwege de verbeterde drainage.
4. Het verschil tussen de bruto en netto N-uitspoeling naar het grondwater is de denitrificatie in de bovengrond.

In tabel 4.17 staat de nader uitgewerkte stikstofbalans voor alle jaren. De denitrificatie in de ondergrond is berekend door de netto uitspoeling te vermenigvuldigen met de fractie diepe afvoer van de totale afvoer (0,35) en 50% afbraak (geschat) in rekening te brengen. Ook deze cijfers staan in tabel 4.17. Hiermee is bekend welke hoeveelheid stikstof in totaal door denitrificatie verdwijnt. De restpost in tabel 4.16-B kan nu gesplitst worden in denitrificatie en verandering van voorraad in bodem en water. Van de genoemde circa 20% als restpost op de N-balans verdwijnt gemiddeld (1985-1993) bijna 90% via denitrificatie en accumuleert bijna 10% in de bodem. De hoeveelheid stikstof die gedenitrificeerd wordt varieert in de tijd tussen 10 en 35% van de netto N-aanvoer en vertoont geen trend.

*Tabel 4.17: Nader uitgewerkte **stikstofbalans** van een gemiddeld perceel, stroomgebied van de Hupselse beek per hydrologisch jaar.*

Hydrologisch jaar	Netto aanvoer	Gewasafvoer	Denitrificatie bovengrond	Denitrificatie ondergrond	Beekvracht	Accumulatie in bodem
[-]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ j ⁻¹]
1985	687	270	112	30	107	+168
1986	690	323	84	22	118	+143
1987	648	255	168	44	151	+30
1988	474	263	55	15	95	+46
1989	453	345	34	9	83	-18
1990	442	368	50	13	115	-104
1991	452	270	49	13	92	+28
1992	464	390	46	12	102	-86
1993	476	263	143	38	147	-115
1985-93	532	305	82	22	112	+10
% van netto	aanvoer 85-93	57	15	4	21	2

Volgens Tabel 4.17 daalt de netto accumulatie in de tijd. Er is dus geen opbouw of zelfs een netto afname van de organische stof voorraad vanaf 1990. De opbouw van de voorraad aan stikstof in de bodem is gestopt. De stikstofconcentraties in het beekwater zullen dalen als deze tendens voortduurt en de afname van de N-voorraad in het gebied doorzet.

4.6. Verwachtingen samenstelling beekwater

Uit de analyse van de afvoercomponenten en verblijftijden is gebleken dat de waterkwaliteit van de Hupselse beek snel reageert op veranderde maaiveldbelastingen, afgezien van de bufferende werking van een berging in de bodem. Uit het verloop van de vrachten in de tijd kan afgeleid worden of een daling in de stofbelasting van het beekwater reeds is begonnen. Op basis van de mestwetgeving en uitgaande van de veronderstelling dat bedrijven de wet naleven kan dit effect op een termijn van enkele jaren verwacht worden. In 4.3.5 zijn de stofvrachten van het beekwater uitgebreid behandeld. Dalingen of stijgingen in de tijd zijn onderzocht door de afvoer-gewogen concentraties in de tijd te bekijken. De afvoer van de beek vertoont geen trend in de tijd. Vastgesteld kan worden dat de **Cl-vracht** op maand- en seizoensbasis (winter, zomer) geen duidelijke langjarige trend in de tijd vertoont. Vanaf 1990 lijken de concentraties te dalen, een dergelijke daling heeft zich in de periode 1986-1989 echter ook voorgedaan. Van een dalende tendens is dus geen sprake. Hetzelfde resultaat geldt ook voor de **N-vracht** op maand- en seizoensbasis.

De **P-vracht** daalt vanaf 1990 tot het einde van de onderzochte periode. In de zomer dalen de afvoer-gewogen P-concentraties van 0,30 naar ongeveer 0,15 mg l⁻¹ P, in de winter van 0,35 naar <0,20 mg l⁻¹ P. Aangezien uit de P-balans gebleken is dat er nog steeds sprake is van een P-overschot in het gebied en de accumulatie van fosfor in de bodem voortduurt, blijven er waarschijnlijk twee oorzaken over die de daling kunnen verklaren. Ten eerste kan de daling in de directe belasting van het beekwater met ongezuiverd afvalwater een reden zijn voor de dalende beekvrachten. Ten tweede kunnen de invoering van mestinjectie en de uitrijverboden van dierlijke mest in wintermaanden de oorzaak zijn. Hierdoor wordt de kans verkleind dat fosfor door oppervlakkige afvoer in de sloten of beek terechtkomt.

In de nabije toekomst wordt verwacht dat de Cl-concentraties licht zullen dalen indien de bemesting op het huidige niveau blijft. Hetzelfde geldt voor de N-concentraties. Een lichte daling hiervan kan gebufferd worden door de stikstof, die aanwezig is in de bodem, waardoor een daling langer uit kan blijven. De P-concentraties worden verwacht verder konstant te blijven na gedaald te zijn tussen 1989 en 1994, er is zelfs een toename te verwachten. Het effect van de uitrijverboden zal snel merkbaar zijn, maar zal na enige tijd tot een stabilisatie van de concentraties leiden. Een verdere daling zal pas ingezet kunnen worden wanneer duidelijke lagere P-overschotten op de perceelsbalans gerealiseerd worden. Bijna 10% van de gemeten ortho-P-concentraties in het drainwater van 57 buizen lag in november 1996 boven het niveau van 0,15 mg l⁻¹ P. Ongeveer 25% van de waarnemingen van totaal-P lag ook boven dit niveau. Het ondiepe grondwater draagt dus behoorlijk bij aan de P-belasting van de beek.

5. DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK

5.1. Samenvattende beschrijving en discussie

Het stroomgebied van de Hupselse beek is gelegen in het oostelijk zandgebied van Nederland tussen Groenlo en Eibergen. Het gebied heeft een oppervlakte van 650 ha. De bodems zijn voornamelijk zandig, hier en daar komt oude klei voor op geringe diepte. Het landgebruik wordt gedomineerd door grasland (70% van oppervlakte) en snijmais (bijna 20%). Het gebied is intensief gedraineerd. De geohydrologische situatie en topografie zijn zodanig dat de grenzen van het gebied goed definieerbaar zijn: het stroomgebied kan gezien worden als een grote lysimeter. Water kan alleen in de vorm van neerslag het gebied in en alleen via verdamping van bodem en gewas en afvoer via de beek het gebied uit. Een ander voordeel is dat de belasting van oppervlaktewater voornamelijk door diffuse bodembelasting veroorzaakt wordt, er bevindt zich geen RWZI of industrie in het gebied. Deze eigenschappen maken het gebied geschikt voor onderzoek naar water- en stofbalansen. In het voorgaande rapport wordt de stofhuishouding van chloride, stikstof en fosfor onderzocht. De onderzochte periode loopt van april 1985 tot en met maart 1994.

De gemiddelde waterbalans op jaarbasis voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 is gegeven in tabel S.1. De vermoedelijk meest nauwkeurige waarden voor de neerslag zijn gemeten met een grondregenmeter, geplaatst in een spatrooster. Als basis voor de actuele verdamping is de referentie-gewasverdamping volgens Makkink genomen. De gebiedsgemiddelde gewasfactor is 0,98. De gemiddelde jaarlijkse verdampingsreductie voor de onderzochte periode bedraagt 10-20 mm j⁻¹. De bergingsverandering in de genoemde periode is marginaal ten opzichte van de andere balansposten.

Tabel S.1: Gemiddelde waterbalans van het stroomgebied van de Hupselse beek op jaarbasis voor de periode april 1985 tot en met maart 1994.

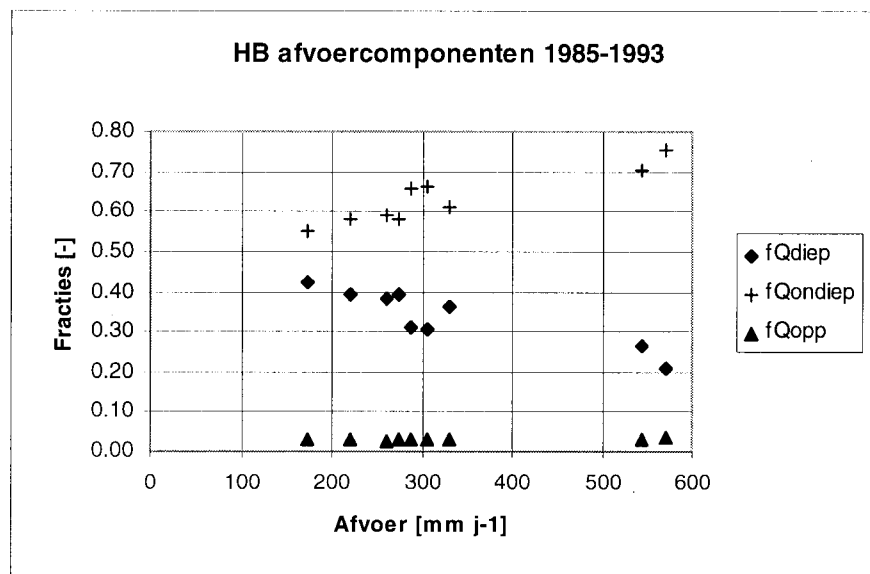
Term	Hoeveelheid [mm j ⁻¹]
neerslag	845
actuele verdamping	515
afvoer via beek	330

Om de routes te onderscheiden die het neerslagoverschot volgt alvorens tot afvoer te komen via ontwateringsmiddelen is de afvoer onderverdeeld in afvoercomponenten. De reden hiervoor is dat uit het onderzoek gebleken is dat water dat volgens een bepaalde route tot afvoer komt een van de andere routes te onderscheiden chemische samenstelling heeft. De volgende afvoercomponenten zijn onderscheiden:

- oppervlakkige afvoer: oppervlakte-afvoer, interflow en afvoer via ondiepe greppels;
- ondiepe grondwaterafvoer: afvoer via drainbuizen en ondiepe sloten;
- diepe grondwaterafvoer: afvoer via beek en en zijtakken.

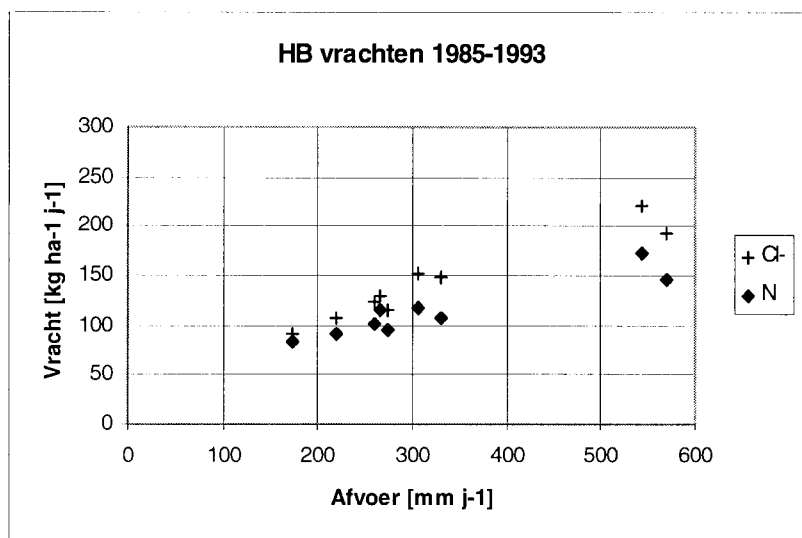
Op basis van de afvoerintensiteiten op 3-uur-basis en gemeten stofconcentraties van chloride en nitraat-N is een model afgeleid ter splitsing van de totale afvoer in de diverse componenten. Resultaat van de berekeningen is dat 3 tot 4% van de beekafvoer langs het oppervlak tot afvoer komt (3% gemiddeld), dat 55 tot 75% (63%) via ondiepe stroming tot afvoer komt en 20 tot 40% via diepe routes (34%). Naar schatting 40% van het grondwater heeft een verblijftijd van maximaal 1 jaar. Ruim 90% van het grondwater komt binnen 5 jaar tot afvoer. Figuur S.1 toont de fracties van de afvoer per component op jaarbasis.

Figuur S.1: Berekende fractie van de totale afvoer per afvoercomponent op jaarbasis.



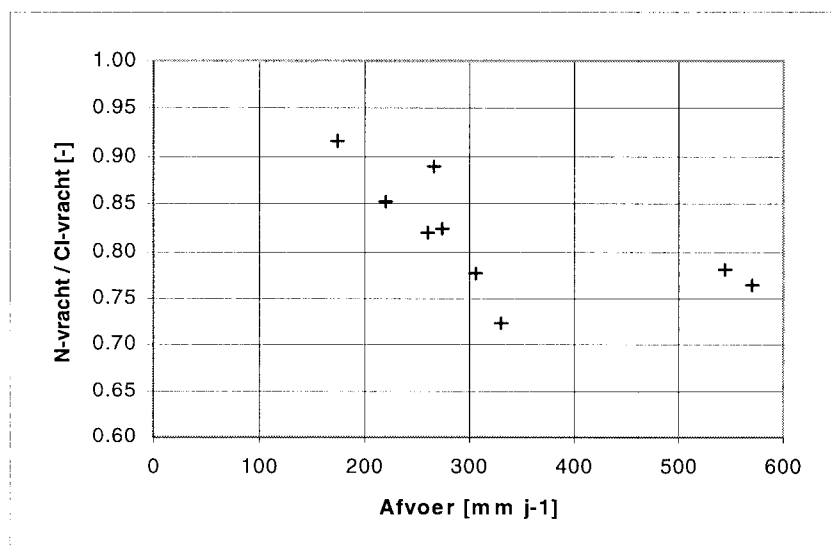
De belangrijkste diffuse bron voor de belasting van het beekwater is de af- en uitspoeling, de belangrijkste puntbron wordt gevormd door directe lozingen van ongezuiverd afvalwater. Gegevens over de samenstelling van het beekwater zijn bekend voor het afvoer-meetpunt waar de beek het gebied verlaat bij stuw 10A. Voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 zijn ruim 1900 waarnemingen beschikbaar in de vorm van analyses aan veelal afvoer-afhankelijk genomen steekmonsters. De gemiddelde chlorideconcentratie is 45 mg l^{-1} . De stikstofverbindingen in het beekwater bestaan voor 90-95% uit nitraat. De gemiddelde nitraatconcentratie bedraagt 32 mg l^{-1} als N. Alle waarnemingen liggen boven het niveau van $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ N. In het algemeen is de ortho-P-concentratie tussen 0,05 en $0,10 \text{ mg l}^{-1}$ P. Totaal-P-concentraties liggen veelal tussen 0,1 en $0,25 \text{ mg l}^{-1}$ P. Ongeveer 40% van de totaal-P concentraties zijn hoger dan $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ P. De chloride- en nitraatconcentraties zijn hoog in het begin van het drainageseizoen en nemen af gedurende het drainageseizoen. Het verloop van de fosfaatconcentratie in de tijd is grillig.

In het winterhalfjaar van oktober tot en met maart komt 80% van de jaarlijkse waterafvoer en stofvracht van de beek tot afvoer. De jaarlijkse Cl- en N-vrachten van de beek worden groter bij toenemende afvoer op jaarbasis. In figuur S.2 staan de jaarlijkse stofvrachten als functie van de jaarafvoer weergegeven.



Figuur S.2: Stofvrachten chloride en stikstof in beekwater als functie van de jaarafvoer.

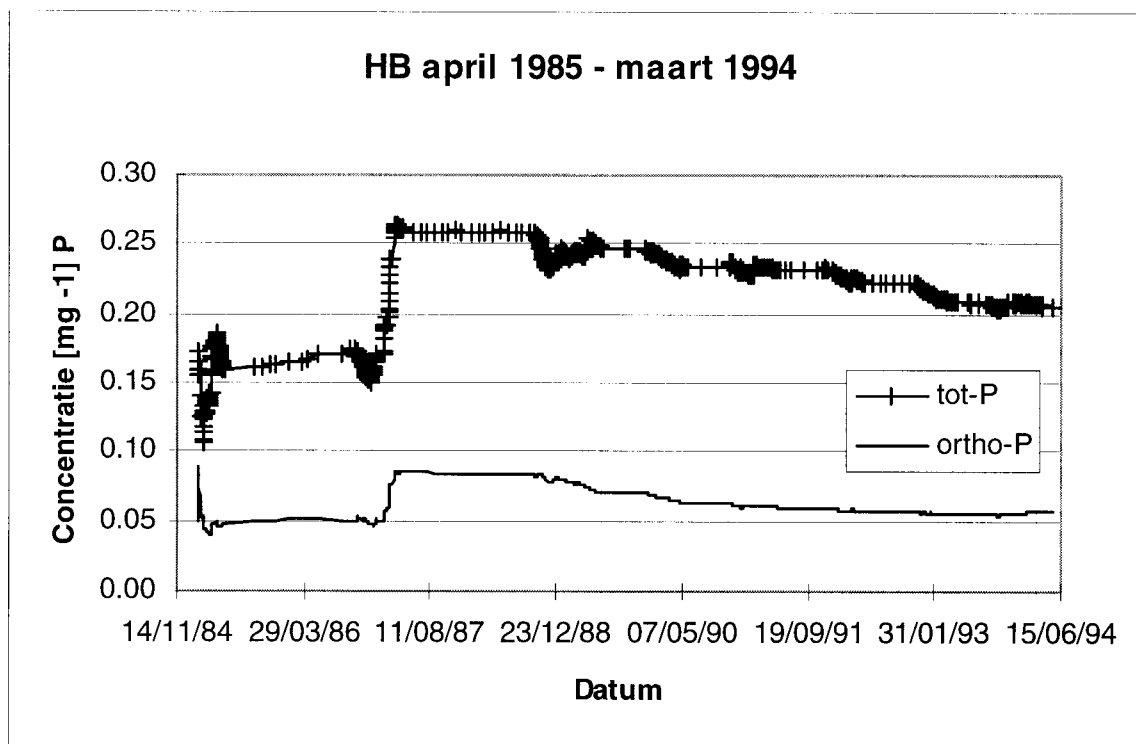
Er vindt echter bij een toenemende jaarafvoer een afnemende gemiddelde N-concentratie plaats. Deze afname is sterker dan voor chloride. Als voor chloride alleen het proces van verdunning van belang is betekent dit dat voor stikstof ook extra afbraak ten gevolge van nattere omstandigheden een rol speelt. Naarmate een jaar natter is leidt dit tot netto meer afbraak van nitraat door denitrificatie. In figuur S.3 is dit geïllustreerd door de verhouding tussen N-vracht en Cl-vracht uit te zetten tegen de jaarafvoer.



Figuur S.3: Verhouding tussen de jaarlijkse N-vracht en Cl-vrachten van het beekwater als functie van de jaarafvoer.

Afvoer-gewogen Cl- en N-concentraties vertonen geen trend in de tijd, hoewel een lichte daling merkbaar lijkt. De afname van de P-concentraties in de tijd is mogelijk het gevolg van maatregelen in het kader van de mestwetgeving. De wetgeving heeft als doel de praktijken

van mestdumpen te verminderen en de bijdrage aan de belasting van het open water door oppervlakte-afvoer te verminderen. Dalende vrachten kunnen het gevolg zijn van toepassing van mestinjectie en het onderwerken van dierlijke mest waardoor een eventuele afvoer oppervlakte- tot minder afspoeling leidt dan voorheen. Ook de vermindering van de P-vracht in directe lozingen van afvalwater door de huishoudens door toepassing van fosfaatvrije wasmiddelen speelt een rol. In figuur S.4 staat het verloop in de tijd weergegeven van de afvoer-gewogen concentraties, als voortschrijdend gemiddelde over 1 jaar om seizoenseffecten uit te middelen.



Figuur S.4: Voortschrijdend gemiddelde van afvoer-gewogen P-concentraties in het beekwater; gemiddelde berekend over 1 jaar.

Met behulp van stofbalansen kan de nutriëntenhuishouding van het stroomgebied in kaart gebracht worden. De periode waarvoor de balansen zijn opgesteld is april 1985 tot en met maart 1994. De balansen zijn opgesteld op perceelsniveau, gemiddelde jaarcijfers zijn vermeld in tabel S.2.

De chloridehuishouding van een gemiddeld perceel te Hupsel is vrijwel in evenwicht, hoewel er sprake is van een licht dalende tendens in de chloridevoorraad in het gebied. Deze daling wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de netto mestexport. Als de situatie inzake bemesting en export van mest blijft zoals die is, zijn in de (nabije) toekomst geen dalingen van betekenis in de chlorideconcentratie van het beekwater te verwachten. Een lichte daling wordt echter wel verwacht, aangezien het balansoverschot licht daalt in de tijd.

Tabel S.2: Gemiddelde stoffenbalans van het stroomgebied van de Hupselse beek per jaar en per perceel voor de periode april 1985 tot en met maart 1994. Cijfers in [kg ha⁻¹ j⁻¹].

Term	Chloride	Stikstof	Fosfor
atmosferische depositie	21	50	1
afvalwater	7	4	3
kunstmest	88	217	7
dierlijke mest	137	392	85
export dierlijke mest	17	89	27
afvoer via gewas	95	305	31
denitrificatie bovengrond	-	82	-
denitrificatie ondergrond	-	22	-
beekvracht	142	112	0,83
berging in bodem	-1	53	37

De netto N-accumulatie in de bodem daalt in de tijd. Er is sprake van een afname van opbouw van de organische stof voorraad vanaf 1990. Als de tendens voortduurt en afname van de N-voorraad in het gebied doorzet of toeneemt, zullen dientengevolge de stikstofconcentraties in het beekwater dalen. Voorlopig wordt dit niet verwacht, mede dankzij het bufferend vermogen van de grote stikstofvoorraad in de bodem.

De in de tijd dalende restpost voor fosfor (berging in bodem) is nog steeds positief. Het P-bindend vermogen van de bodem wordt dus verder aangesproken. Het fosfaatfront in de bodem zal zich dientengevolge naar grotere diepte verplaatsen. Dit leidt waarschijnlijk tot hogere P-concentraties in het bovenste grondwater. De beekvracht is gering ten opzichte van de totale aanvoer en bedraagt gemiddeld iets meer dan 1% hiervan. Uit het aandeel directe lozingen van de post ongezuiverd afvalwater blijkt dat dit aandeel van de orde van grootte is van de beekvracht. De mestwetgeving lijkt effect te hebben gehad door instelling van onderwerkplicht en uitrijverboden op de afspoeling van fosfor. Waarschijnlijk zijn dientengevolge de P-concentraties in de winter in de tijd gedaald. Als dit effect uitgewerkt is zullen de P-concentraties in het beekwater niet verder dalen en zelfs naar verwachting stijgen omdat de oplading van de bodem nog niet gestopt is.

5.2. Aanbevelingen voor verder onderzoek

Onderzoek op het gebied van de waterhuishouding kan zich verder toespitsen op metingen van het vochtgehalte in de bodem van een meetlokatie. Hierbij kan men zich richten op het meten van verticale vochtprofielen in de onverzadigde zone onder invloed van regenbuien. De meetfrequentie kan hierbij een functie zijn van de neerslaghoeveelheid en/of -intensiteit. Voor dit onderzoek is weinig gebruik gemaakt van het aanwezige grondwater-meetnet (stijghoogte), evaluatie hiervan moet echter ook onderwerp van nader onderzoek zijn.

Het effect van de ongezuiverde lozingen van huishoudelijk afvalwater op de P-huishouding van de beek verdient extra aandacht. Er is meer duidelijkheid nodig over de manier en tijdstip waarop directe belasting van de beek en zijtakken plaatsvindt.

Verder onderzoek kan metingen van de drainwatersamenstelling omvatten zoals in 1996 eenmalig is uitgevoerd. Temporele en ruimtelijke variatie kunnen onderzocht worden om vast te stellen welke stofconcentraties in het ondiepe verzadigde grondwater voorkomen. Verder is een gebiedsdekkende bemonstering van drainwater van belang om de ruimtelijke variatie in samenstelling te onderzoeken. Selectie van gedraineerde percelen kan afhangen van bodemtype, grondwatertrap, het landgebruik en de dikte van het watervoerend pakket.

Continuering van de bemonstering van het beekwater te stuw 10A heeft tot doel 'lange termijn' ontwikkelingen in de samenstelling van het oppervlaktewater te volgen. Ook kunnen aan de hand van deze metingen invloeden van het klimaat onderzocht worden. Uit de huidige metingen blijkt dat N- en P-concentraties in het beekwater (sterk) variëren in de tijd. Om een goede bemonstering uit te voeren zal dus frequent maar in ieder geval afvoer-afhankelijk bemonsterd moeten worden. Aanbevolen wordt voor kortere afvoer-intervallen steekmonsters te nemen en op te mengen tot 1 monster per bijvoorbeeld 3 mm afvoer. Deze methode werkt kostenbesparend en levert goede vrachtberekening op, nodig voor een trend-analyse van gemeten concentraties. Daarnaast kan bij wijze van proef voor een aantal afvoerpieken een apart monsterprogramma opgezet worden ter analyse van de herkomst van de afvoergolf. Een continue meting van de EC d.m.v. een sensor met datalogger is een goedkope methode om globaal de afvoerverdeling te onderzoeken.

Naast metingen kan verder onderzoek via modelsimulaties van het water- en stoftransport op perceelsniveau plaatsvinden. Er kunnen analyses gemaakt worden van de verdeling van verblijftijden van het water in de bodem onder verschillende omstandigheden, bijvoorbeeld wat betreft de dikte van het doorstroomde pakket of de drainagesituatie. Naast een-dimensionale modellen kunnen 2-D modellen ingezet worden (verzadigd-onverzadigd). Het is van belang te onderzoeken of preferent transport van water en stoffen in de onverzadigde bodem in de overgangsperiode van zomer naar drainageseizoen de verklaring is voor de waargenomen hogere concentraties aan stoffen in het beekwater aan het begin van de drainage. Als dit zo is dient de periode waarin een uitrijverbod geldt verder naar de laatste maanden van de zomer uitgebreid worden. Daarnaast zou een verbod op de toediening van dierlijke mest aan het einde van het groeiseizoen tot een lagere belasting van het beekwater kunnen leiden.

Het opzetten van een geografisch informatie systeem (GIS) om de in ruime mate beschikbare informatie over het stroomgebied in het kaartvlak beter toegankelijk en bruikbaar te maken is een volgend thema van verder onderzoek. Deze geografische informatie kan als basis dienen voor ruimtelijk gedifferentieerde modelberekeningen van de af- en uitspoeling van stoffen in grotere gebieden.

6. CONCLUSIES

6.1. Waterhuishouding

De grondregenmeter vangt de meest betrouwbare hoeveelheid neerslag. De opstellingshoogte aan maaiveld en het spatrooster zijn blijkbaar van wezenlijk belang voor een nauwkeurige meting. De verdampingsreductie bedraagt gemiddeld 10-20 mm j⁻¹ voor de periode april 1985 tot en met maart 1994. De gemiddelde waterbalans op jaarbasis van het stroomgebied van de Hupselse beek voor de periode april 1985 tot en met maart 1994 voor hydrologische jaren ziet er als volgt uit:

- neerslag: 845 mm j⁻¹;
- actuele verdamping van bodem en gewas: 515 mm j⁻¹;
- afvoer via de beek: 330 mm j⁻¹.

De langjarig gemiddelde bergingsverandering is vrijwel nul.

Er zijn drie afvoercomponenten onderscheiden vanwege verschillen in verblijftijdverdeling, kwantitatieve bijdrage aan de beekafvoer en verschillen in chemische samenstelling van het water dat via de onderscheiden routes tot afvoer komt. Deze componenten zijn:

1. oppervlakkige afvoer: oppervlakte-afvoer, interflow en afvoer via ondiepe greppels;
2. ondiepe afvoer: afvoer van grondwater via drainbuizen en ondiepe sloten;
3. diepe afvoer: afvoer van grondwater via de beek en diepe zijtakken.

Ongeveer 5% van de beekafvoer bestaat uit oppervlakkige afvoer, 60% uit ondiep grondwater en 35% uit diep grondwater. Naarmate de jaarafvoer hoger is wordt het aandeel van de afvoer dat uit ondiepe zones in de bodem komt groter ten koste van de relatief diepe afvoer. Naar schatting 35% van het in het gebied aanwezige grondwater verlaat het gebied binnen 1 jaar, 80% binnen 5 jaar. De percentages zijn gemiddelde cijfers, naarmate het jaarlijks neerslagoverschot groter is wordt de verblijftijd van water in het gebied kleiner vanwege het toenemende aandeel ondiepe en oppervlakkige afvoercomponenten in de totale afvoer. Een en ander betekent dat een duidelijk andere stofbelasting aan maaiveld en de invloed van het neerslagoverschot binnen enkele jaren tot duidelijk meetbaar andere stofconcentraties in het beekwater zullen leiden. Hierdoor is het gebied geschikt om op regionale schaal uitspraken te doen over effecten van het mestbeleid op de belasting van oppervlaktewater op basis van veldmetingen.

6.2. Kwaliteit oppervlaktewater

De gemiddelde chlorideconcentratie van 1918 analyses is 44 mg l⁻¹. Van de 1922 monsters waarin nitraat-N is gemeten is de gemiddelde concentratie 32 mg l⁻¹ als N. Alle waarnemingen zijn hoger dan 2,2 mg l⁻¹ als N, ruim 98% ervan is hoger dan 11,3 mg l⁻¹ als N. Van de 1924 monsters waarin ortho-P is gemeten is de gemiddelde concentratie 0,06 mg l⁻¹.

als P. Bijna 5% van de waarnemingen is hoger dan $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ als P. De gemiddelde totaal-P concentratie van 1920 analyses is $0,21 \text{ mg l}^{-1}$ als P. Ruim 40% van deze waarnemingen ligt boven $0,15 \text{ mg l}^{-1}$ als P. Normoverschrijdingen zijn veelvuldig aan de orde. Het oppervlaktewater in het gebied zelf mag misschien als niet-eutrofiëringsgevoelig bestempeld worden, echter door de afvoer van de beek worden benedenstrooms gelegen gebieden belast die wellicht wel kwetsbaar zijn.

6.3. Stofhuishouding

De berekende jaarlijkse stofvrachten aan de hand van continu gemeten beekafvoeren en concentraties van in de meeste gevallen afvoer-afhankelijk genomen watermonsters zijn gemiddeld ongeveer $140 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ chloride, $115 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ stikstof en ruim $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ fosfor. Ongeveer 80% van deze vrachten komen in het winterhalfjaar tot afvoer. De belasting van het open water met fosfor via oppervlakkige afvoercomponenten kan oplopen tot meer dan 50% van de jaarlijkse belasting. In tabel C.1 staat per stof de gemiddelde verdeling weergegeven van de jaarlijkse afvoer- en bergingstermen als percentage van de aangevoerde hoeveelheid voor de periode april 1985 tot en met maart 1994.

Tabel C.1:

Afvoer- en bergingstermen stofbalansen Hupselse beek op perceelsniveau als percentage van de aangevoerde hoeveelheid door atmosferische depositie, ongezuiverd afvalwater en bemesting. Gemiddelde jaarcijfers over de periode april 1985 tot en met maart 1994.

Afvoerterm	chloride	stikstof	fosfor
export	7	13	28
gewasafvoer	38	47	32
denitrificatie bovengrond	-	12	-
denitrificatie ondergrond	-	3	-
beekvracht	55	17	1
berging in bodem	0	8	39

Variaties in de stofvrachten tussen de jaren zijn met name een functie van de afgevoerde hoeveelheid water. Bij toenemende jaarafvoer van water neemt de jaarvracht aan stoffen toe. Een tweemaal zo grote jaarafvoer leidt tot een tweemaal zo grote Cl-vracht, behalve in natte jaren (1987/88 en 1993/94). In deze jaren is de vracht minder groot dan verwacht op basis van de waterafvoer, er is dus sprake van een verdunningseffect op jaarbasis. Dit houdt ook in dat in jaren met een groot neerslagoverschot de gemeten concentraties in het beekwater in datzelfde jaar reeds dalen door verdunning: een bewijs van korte verblijftijden van grondwater in het gebied. Voor stikstof geldt een afwijkend verhaal. Naast verdunning is er ook sprake van (extra) afbraak, veroorzaakt door een groter neerslagoverschot. Dit is vastgesteld door de verhouding tussen de N-vracht en Cl-vracht als functie van de

jaarafvoer te onderzoeken. De verhouding daalt van 0,90 bij een afvoer van 200 mm j⁻¹ naar 0,75 bij een afvoer van meer dan 500 mm j⁻¹. Het lijkt aannemelijk dat naarmate jaren natter zijn, er een grotere afbraak door denitrificatie optreedt in de bovengrond door hogere of vaker hogere grondwaterstanden. Voor fosfor geldt globaal dat bij een tweemaal zo grote jaarafvoer, de vracht ook tweemaal zo groot wordt. Het verband is minder duidelijk dan voor chloride. In natte jaren is de concentratie iets lager. Ook hier treedt dus enigszins een verduningseffect op, min of meer tegen verwachting. Verwacht wordt dat naarmate jaren natter zijn, meer of vaker oppervlakkige en ondiepe afvoer plaatsvindt, zoals vastgesteld. Ondiepere routes hebben hogere P-concentraties. Er wordt aldus een meer dan lineair stijgende P-vracht als functie van de jaarafvoer verwacht. Zo'n verband is zichtbaar voor afvoeren tot 400 mm j⁻¹, echter gaat niet op voor de twee natte jaren 1987/88 en 1993/94. Geconcludeerd kan worden dat in deze natte jaren met name meer water via ondiepe routes tot afvoer is gekomen, en in mindere mate meer oppervlakkige afvoer plaats heeft gevonden. Dit stemt overeen met de analyse van de afvoercomponenten.

Vaststelling van een trend in de stofvrachten en een prognose voor de vrachten in de nabije toekomst is onderzocht aan de hand van afvoer-gewogen concentraties. De conclusie is dat de chloride- en stikstofconcentraties nog niet dalen, maar dat er een lichte daling verwacht wordt, met name voor chloride. Voor fosfor is een daling vastgesteld vanaf 1989. Gemeten concentraties lijken zich ondertussen te stabiliseren. Conclusie is dat de in de tijd toegenomen export van dierlijke mest en beperkingen van de uitrijperiode hebben geleid tot afgenomen stofbelastingen aan maaiveld, maar alleen voor fosfor hebben geleid tot dalingen in de concentraties in het beekwater. Om dalingen in de concentraties van chloride en stikstof in het beekwater te realiseren zijn aanvullende maatregelen nodig.

Chloride is een erg handige stof gebleken bij de analyse van de water- en nutriënten-huishouding van het stroomgebied. Het verdient aanbeveling bij veld- en modelonderzoek naar de relatie tussen bemesting en uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater chloride mede in beschouwing te nemen.

6.4. Geschiktheid gebied voor toetsing effecten mestbeleid

Het gebied blijkt, na analyse van afvoercomponenten, schatting van verblijftijden en controle van de interpretatie met behulp van gemeten waarden, geschikt te zijn om in zandgebieden van Nederland relatief snel trendonderzoek te doen naar af- en uitspoeling van meststoffen naar het oppervlaktewater op regionale schaal. Een permanente verandering in de belasting aan maaiveld (bijvoorbeeld als gevolg van het mestbeleid) zal binnen een periode van minder dan 5 jaar duidelijk merkbaar zijn in de beekafvoer. Bij de analyse van de verschillen moet echter wel steeds rekening worden gehouden met de meteorologische condities, die ook invloed hebben op de concentraties. Het stroomgebied van de Hupselse beek verschilt in dit opzicht sterk van de andere Nederlandse zandgebieden, waar veranderingen van de belasting aan maaiveld pas na tientallen jaren volledig uitgewerkt zullen zijn.

REFERENTIES

Anonymous (1972):

Cijfers over regenwatersamenstelling. In: Kolenbrander en Van Dijk (1973).

Beelitz, W.D. (1996):

Jahresfracht des Schmutzaustrages aus Kanalisationen auf der Basis der Zuverlässigkeitstheorie. Proefschrift T.U. Karlsruhe, I.H.W. Heft 55.

Bergen, G. van, H. Scheele en M. Sperna Weiland (1987):

De waterkwaliteit in het Hupselse beek gebied in relatie tot geologische, hydrologische en antropogene factoren. Doctoraalscriptie vakgroep Bodemkunde en Geologie, L.H. Wageningen.

Berghs, M.E.G. en P.H. Hotsma (1993):

Fosfaatafvoercijfers van land- en tuinbouwgewassen in Nederland. I.K.C. Akker- en Tuinbouw, Afdeling Milieu, Kwaliteit en Techniek en I.K.C. Veehouderij, Afdeling Veehouderij en Milieu.

Beven, K. en P. Germann (1982):

Macropores and water flow in soils. Water Resources Research, vol. 18, no. 5, pp. 131-1325.

Bolt, G.H. en M.G.M. Bruggenwert (1978):

Soil chemistry A. Basic elements. Developments in Soil Science 5A. Second revised edition.

Bouwman, A.F. (1990):

Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Soils and the Greenhouse Effect. Chapter 4. Edited by A.F. Bouwman.

Boumans, L.J.M., C.R. Meinardi en G.J.W. Kraijenbrink (1989):

Nitraatgehalten en kwaliteit van het grondwater onder grasland in de zandgebieden. RIVM Deelrapport nr. 728472013.

Boumans, L.J.M. en W.H.J. Beltman (1991):

Kwaliteit van het bovenste freatische grondwater in de zandgebieden van Nederland, onder bos en heidevelden. RIVM Rapport nr. 724901001.

Breeuwsma, A., J.G.A. Reijerink en O.F. Schoumans (1990):

Fosfaatverzadigde gronden in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk zandgebied. S.C.-D.L.O. Rapport 68.

Buishand, T.A. en C.A. Velds (1980):

Neerslag en verdamping. KNMI Klimaat van Nederland 1.

C.B.S. (1985):

Mestproductie Jaarwerk 1984. C.B.S., Hoofdafdeling Landbouwstatistieken.

C.B.S. (1987):

Mestproductie Jaarwerk 1986. C.B.S., Hoofdafdeling Landbouwstatistieken.

C.B.S. (1989):

Mestproductie Jaarwerk 1988. C.B.S., Hoofdafdeling Landbouwstatistieken.

C.B.S. (1991):

Mestproductie Jaarwerk 1990. C.B.S., Hoofdafdeling Landbouwstatistieken.

C.B.S. (1985-1993):

Maandstatistieken landbouw. Graslandgebruik en voorraden hooi en kuilgras. C.B.S. Hoofdafdeling Landbouwstatistieken

CHO-TNO (1986):

Verklarende hydrologische woordenlijst. Commissie voor Hydrologisch Onderzoek T.N.O. Rapporten en nota's No. 16.

Colenbrander, H.J. (1970):

Analyse van afvoergegevens. 2^e Interimrapport Werkgroep I Commissie Bestudering Waterbehoefte Gelderse Landbouw Gronden (1970) pp. 121-147.

Consulentschap voor Bodemaangelegenheden in de Landbouw (1970):

Cursus bodemkunde. Deel II: Bodemkunde van Nederland. 3^e Ongewijzigde herdruk 1976.

Deenen, P.J.A.G. (1994):

Nitrogen use efficiency in intensive grassland farming. Proefschrift L.U. Wageningen.

Dekker, L.W. (1998):

Moisture variability resulting from water repellency in Dutch soils. Proefschrift LU Wageningen.

Dienst Landbouw Voorlichting (D.L.V.), Projectgroep mineralenbenutting melkveehouderij en bedrijfskundigen (1991):

Mineralenboekhouding melkveehouderij. Bedrijfsdeskundigen D.L.V., I.K.C.-Veehouderij, C.L.M. en L.E.I.-D.L.O.

Dijk, T.A. van (1985):

De uitspoeling van mineralen op bouwland waaraan jaarlijks drijfmest wordt toegediend. I.B.-D.L.O. rapport 2-85.

Dijk, W. van, J.J. Schröder, L. ten Holte en W.J.M. de Groot (1995):

Effecten van wintergewassen op verliezen en benutting van stikstof bij de teelt van snijmais. Verslag van onderzoek op ROC Aver-Heino tussen voorjaar 1991 en najaar 1994. P.A.G.V., verslag nr. 201.

Dijkhuis, A.H., N.K. Hoekstra, L. Lijklema en S.E.A.T.M. van der Zee (1992):

Origin of peak concentrations of phosphate during high discharges in a rural watershed. Hydrobiologia 235/236 (1992), pp. 257-260.

Drecht, G. van en F. Goossensen (1988):

Meststoffen uitspoeling landbouwgebieden (MUL). RIVM Rapport nr. 728472008.

Eck, G. van en J.A.C. Meijs (1995):

Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Rapport van de 'Technische werkgroep toelaatbaar stikstofoverschot'. Ministerie van landbouw, natuurbeheer en visserij, project Verliesnormen, deelrapport 3.

Eertwegh, G.A.P.H. van den (1994):

Transport of nutrients to small surface water through drainage. Bijdrage IAHR International Symposium on Transport and Reactive Processes in Aquifers, Zürich, april 1994.

Eertwegh, G.A.P.H. van den (1999-1):

Regional-scale measurements and modeling of nutrient transport to small surface-water systems: case study Hupselse beek catchment area. In preparation.

Eertwegh, G.A.P.H. van den (1999-2):

Nutrient losses by drainage from a shallow sandy soil: Assink field experiment. In preparation.

Eertwegh, G.A.P.H. van den en P.M.M. Warmerdam (1993):

Storm runoff and nutrient transport from a drained plot in the Hupsel catchment. Bijdrage 2nd International Conference on FRIEND, Braunschweig, oktober 1993. Editor: A. Herrmann, TU Braunschweig B.R.D.

El Aboudi, S. (1993):

Rainfall-groundwater-discharge relationships at a drainage test field. M.Sc. scriptie L.U. Wageningen, vakgroep Waterhuishouding.

Engelenburg, M.A.L. en G.A.P.H. van den Eertwegh (1988):

Waterkwantiteit en waterkwaliteit in het Hupselse beek gebied: een modelmatige benadering. Doctoraalscriptie vakgroep Hydraulica en Afvoerhydrologie, L.H. Wageningen.

Ernst, L.F. (1973):

De bepaling van de transporttijd van het grondwater bij stroming in de verzadigde zone. I.C.W. Wageningen, Nota 755.

Grinsven, J.J.M. van en G.B. Makaske (1993):

A one dimensional-model for transport and accumulation of water and nitrogen, based on the Swedish model "SOILN". RIVM Rapport nr. 714908001.

Harmsen, J. en H. van Drumpt (1982):

Conservering van watermonsters. I.C.W. Wageningen, rapport 6.

Hassink, J. en J.J. Neeteson (1991):

Effect of grassland management on the amounts of soil organic N and C. Neth. Journal of Agricultural Science 39, pp. 225-236.

Hoekstra, N.K. (1990):

Oorzaken van pieken in fosfaatconcentraties tijdens perioden van verhoogde waterafvoer in het Hupselse beek gebied. Doctoraalscriptie vakgroepen Bodemkunde en Plantevoeding en Natuurbeheer, L.U. Wageningen.

Hoogervorst, N.J.P. (1991):

Het landbouw-scenario in de Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010; uitgangspunten en berekeningen. RIVM

Hopmans, J.W. en J.N.M. Stricker (1987):

Soil hydraulic properties in the study-area Hupselse beek as obtained from three different scales of observation: an overview. Wageningen Agricultural University, Department of Hydraulics and Catchment Hydrology. Publication 78.

Jaski, C.M. (1983):

Some quantitative effects of drainage improvement on the hydrological response of the Hupselse beek.

Jolink, A.H. (1990):

Een onderzoek naar de kwantitatieve aspecten van een drainage systeem. Doctoraalscriptie L.U. Wageningen, vakgroep Hydrologie, Bodemnatuurkunde en Hydraulica.

Keuning, J.A. (1974):

De voederwaarde en de minerale samenstelling van weidegras op de Stikstofproefbedrijven in de jaren 1962-1971. Stikstof 76, pp. 87-101.

Klavers, H. en A. de Vries (1995):

Vrachtberekeningsmethoden. Een casestudy voor Maas en Rijn. Rijkswaterstaat RIZA en Dienst Getijdewateren, werkdocument GWWS-93.111X en RIZA-93.021X.

Klein, C.A.M. de (1994):

Denitrificatie in beweide graslanden in Nederland. Proefschrift Universiteit Utrecht.

KNMI (1985-1990):

Maandoverzicht van het Weer.

KNMI (1991-1994):

Maandoverzicht van Neerslag en Verdamping.

KNMI en CHO-TNO (1988):

Van Penman naar Makkink. Een nieuwe berekeningswijze voor de klimatologische verdampingsgetallen. Commissie voor Hydrologisch Onderzoek T.N.O. Rapporten en nota's No. 19.

Kolenbrander, G.J. (1981):

Leaching of nitrogen in agriculture. In: J.C. Brogan (ed.): Nitrogen losses and surface runoff from landspreading of manures. Developments in plant and soil sciences. Pp. 199-216.

Kolenbrander, G.J. en T.A. van Dijk (1973):

Eutrofiëring van oppervlaktewater door de landbouw in het stroomgebied van de Hupselse beek. I.B. Haren.

Koomen, T.L.M. (1990):

Onderzoek naar het gedrag van stikstof en fosfor in het stroomgebied van de Hupselse beek. Stageverslag Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

Kruitwagen, S.J.F. en L.H.W. Swinkels (1986):

De Hupsel en de Gulp. Hydrolgeologisch onderzoek van het Hupselse beek gebied en een vergelijkende neerslag-afvoer studie tussen de Hupsel en de Gulp. Doctoraalscriptie vakgroep Bodemkunde en Geologie, L.H. Wageningen.

Kuipers, S.F. (1984):

Bodemkunde. 15^{de} Druk.

Lammers, B. (1985):

De invloed van de landbouw op de grond- en oppervlaktewaterverontreiniging in het Hupselse beek gebied: een eerste aanzet. Doctoraalscriptie vakgroep Hydraulica en Afvoerhydrologie, L.H. Wageningen.

L.E.I.-D.L.O. (1985-1993):

Productie dierlijke mest en gebruik kunstmeststoffen.

Meijer, S.E. (1994):

Groundwater modelling in the Hupsel catchment. Post-Msc scriptie LUW, vakgroep Waterhuishouding.

Meinardi, C.R. (1991):

De stroom van voedingsstoffen (stikstof, fosfor, kalium) van de bodem naar het kleine open water. RIVM Rapport nr. 724903004.

Middelkoop, N. en H.F.M. Aarts (1991):

De invloed van bodemeigenschappen, bemesting en gebruik op de opbrengst en de stikstofemissies van grasland op zandgrond. CABO-DLO Verslag 144.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1987):

Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen. Staatsblad 1987, no. 114.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1991):

Hoofdpijnen van beleid en regelgeving. Mest- en ammoniakmaatregelen.

Molen, J. van der, H.G. van Faassen, M.Y. Leclerc, R. Vriesema en W.J. Chardon (1990):

Ammonia volatilization from arable land after application of cattle slurry. 1. Field estimates. In: Netherlands Journal of Agricultural Science 38 (1990) 145-158.

Mook, W.G., D.J. Groeneveld, A.E. Brouwn en A.J. van Ganswijk (1974):

Analysis of a run-off hydrograph by means of natural ¹⁸O. In: Isotope Techniques in Groundwater Hydrology, I.A.E.A. Vienna, pp. 145-155.

Ommen, H.C. van (1988):

Transport from diffuse sources of contamination and its application to a complete unsaturated-saturated system. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen.

Querner, E.P. (1993):

Aquatic weed control within an integrated water management framework. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen.

Ritsema, C.J. (1998):

Flow and transport in water-repellent sandy soils. Proefschrift LU Wageningen.

RIVM (1991):

Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010.

RIVM en KNMI (1989):

Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling. Meetresultaten 1988. RIVM Rapport nr. 228703012, KNMI Publicatie 156-11.

- Rooij, G.H. de (1996):
Preferential flow in water-repellent sandy soils. Model development and lysimeter experiments. PhD-thesis Wageningen Agricultural University.
- Rus, F. en J. van der Valk (1986):
Hydrogeologisch onderzoek naar de invloed van het reliëf van de hydrologische basis op de waterscheiding van het Hupselse beek gebied. Doctoraalscriptie vakgroep Bodemkunde en Geologie, L.H. Wageningen.
- Schoumans, O.F., A. Breeuwsma, A. El Bachrioui-Louwerse en R. Zwiijnen (1991):
De relatie tussen de bodemvruchtbaarheidsparameters P_w - en P_{-AI} -getal en fosfaatverzadiging bij zandgronden. SC-DLO, rapport 112.
- Schoumans, O.F. en R. Kruijne (1995):
Voorspelling van de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek. S.C.-D.L.O. rapport 386.
- Steenvoorden, J.H.A.M. (1983):
Nitraatbelasting van het grondwater in zandgebieden; denitrificatie in de ondergrond. I.C.W. Nota 1435.
- Steenvoorden, J.H.A.M. (1987):
Nitraatgehalten in grond- en oppervlaktewater van een intensief rundveehouderijbedrijf in relatie tot de hydrologische situatie. I.C.W. Wageningen, Nota 1799.
- Steenvoorden, J.H.A.M. en T.J. Hoeijmakers (1983):
Bepaling van stikstof- en fosfaatvrachten in oppervlaktewater. H_2O 16 (26) 1990, pp. 592-595 en 599.
- Stricker, J.N.M. (1981):
Methods of estimating evapotranspiration from meteorological data and their applicability in hydrology. In: Evaporation in relation to hydrology. CHO-TNO verslagen en mededelingen No. 28.
- Stricker, J.N.M. en P.M.M. Warmerdam (1982):
Estimation of the water balance in the Hupselse beek basin over a period of three years and a first effort to simulate the rainfall-runoff process for a complete year. In Proceedings Symposium Hydrological Research Basins. Sonderheft Landeshydrologie Bern, 1982.
- Stuip, J. en R.H. Boekelman (1976):
Geo-elektrisch onderzoek in het stroomgebied van de Hupselse beek. Rapport vakgroep Waterbeheersing, T.H. Delft.
- Thunnissen, H.A.M. (1987):
Oppervlakte-afvoer; hoeveelheid en samenstelling. RIVM rapport nr. 728472003.
- Verkerk, H.A.C. (1991):
Mest & Milieu in 2000. Visie vanuit het landbouwkundig onderzoek. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij. Congresverslag Dienst Landbouwkundig Onderzoek (D.L.O.).

Volker, A. (1974):

Environmental isotopes in hydrological investigations in the experimental basin of the Hupselse beek. Progress report. Rijkswaterstaat.

Volker, A. (1975):

Environmental isotopes in hydrological investigations in the experimental basin of the Hupselse beek. 2nd Progress report. Rijkswaterstaat.

Vries, F. de (1993):

Documentatie Bodemkaart van Nederland 1:250.000. DLO-SC concept rapport (nummer onbekend).

Vuuren, W.E. van (1981):

Analyse van drainagekarakteristieken voor proefgebied Hupsel. Rijkswaterstaat Directie W & W, District Zuidoost, notitie 1981-Q.

Warmerdam, P.M.M. (1982):

The effect of drainage improvement on the hydrological regime of a small representative catchment area in the Netherlands. Studies and Reports in Hydrology 32, Unesco.

Waterloopkundig Laboratorium (1991):

Belasting van de Nederlandse bodem met meststoffen. Overzicht ten behoeve van de voor de Commissie Stikstof uitgevoerde landelijke berekeningen van de stikstof uit- en afspoeling vanuit de landbouw. W.L., Rapport T 794. Auteur: M.A. Menke.

Wentholt, J. (1989):

Meteorological observations in the experimental catchment 'Hupselse Beek', period 1976-1987. A description of correction procedures of available data- and evapotranspiration files. Wageningen Agricultural University, Dept. of Hydraulics and Catchment Hydrology, Research report no. 93.

Werkgroep HELP-tabel (1987):

De invloed van de waterhuishouding op de landbouwkundige productie. Mededeling Landinrichtingsdienst no. 176.

Werkman, W.J. (1995):

Lage afvoer in het stroomgebied van de Hupselse beek. Een analyse met het geïntegreerde grond- en oppervlaktewaterstromingsmodel MOGROW. SC-DLO, Interne Mededeling 378. Afstudeerscriptie LUW, vakgroep Waterhuishouding.

Wiele, P.J. van der (1996):

Statistische verwerking gegevens oppervlaktewaterkwaliteit 1985-1994 zuiveringschap Oostelijk Gelderland. Hoofdrapport, Bijlagen deel A en Bijlagen en Annexen deel B. ICWS-rapport 95.09.

Wierda, A. (1990):

Meting en modellering van de infiltratiekarakteristieken van landbouwgronden in het stroomgebied van de Drenthse Aa. Rijksuniversiteit Groningen, vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde, rapport nr. 30.

Witte, J. Ph. (1987):

Voordracht over het waterkwaliteitsonderzoek in de hydrologische proefgebieden Hupselse beek en Sleen. Rijkswaterstaat DBW/RIZA notitie 87.078X.

Wolfswinkel, R. van (1992):

Stikstof en fosfor in het stroomgebied van de Hupselse beek. Doctoraalscriptie vakgroep Waterhuishouding en vakgroep Natuurbeheer, L.U. Wageningen.

Wolfswinkel, R. van en J.E. van Duinen (1992):

Het modelleren en simuleren van de nitraatconcentratie van oppervlaktewater uit een landbouwgebied. Doctoraalscriptie vakgroep Waterhuishouding en vakgroep Natuurbeheer, L.U. Wageningen.

Wösten, J.H.M., G.H. Stoffelsen, J.W.M. Jeurissen, A.F. van Holst en J. Bouma (1983):

Proefgebied Hupselse beek. Regionaal bodemkundig en bodemfysisch onderzoek. Stichting voor Bodemkartering Wageningen, rapport nr. 1706.

Zee, S.E.A.T.M. van der (1988): Transport of reactive contaminants in heterogeneous soil systems. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen.

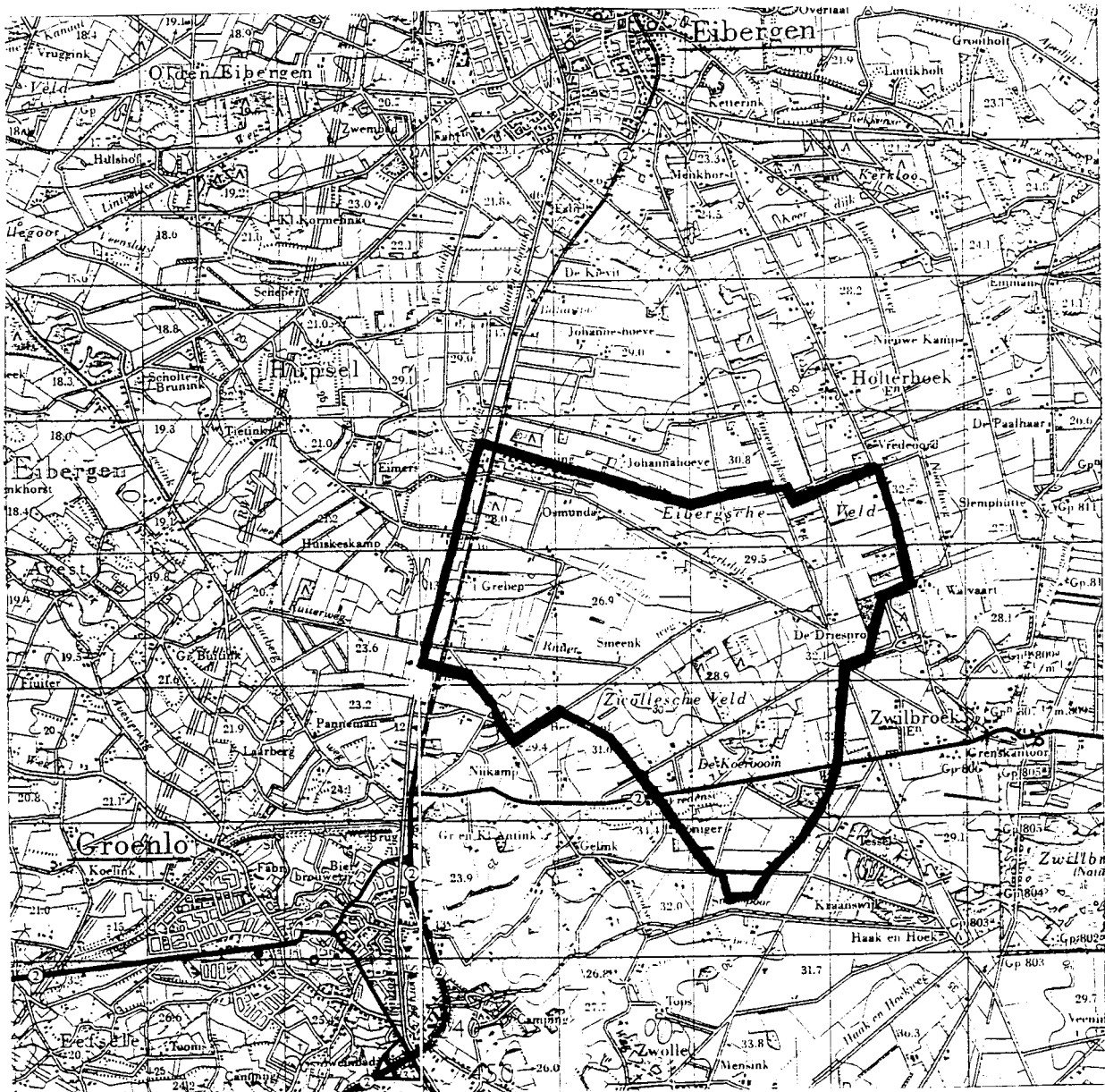
Zuiveringschap Oostelijk Gelderland (1990):

Oppervlaktewater jaarverslag 1989

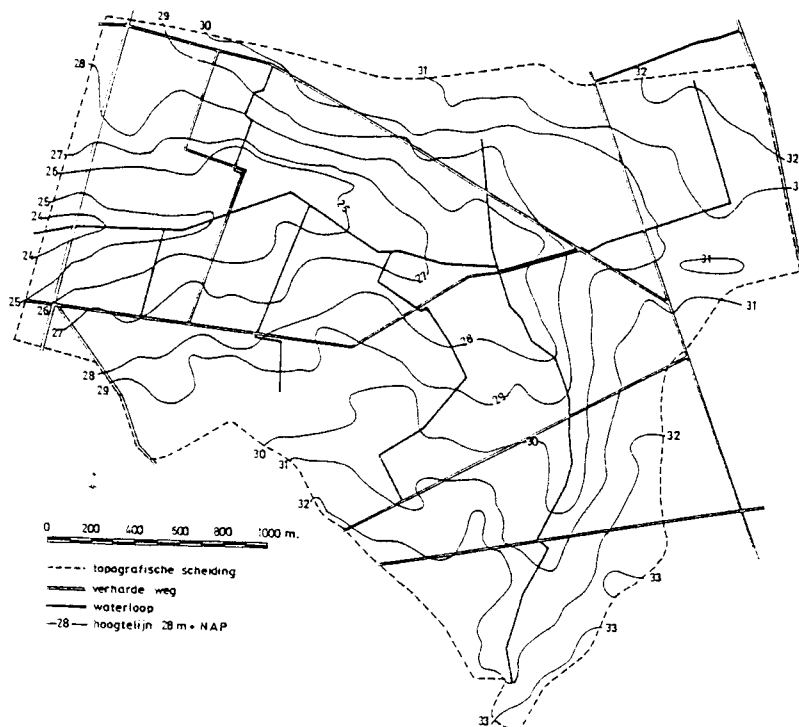
LIJST VAN DE BIJLAGEN

	pag.
1. OVERZICHTSKAARTEN	118
1.1 Topografische ligging stroomgebied	118
1.2 Maaiveldshoogte.....	119
1.3 Ligging top miocene klei.....	119
1.4 Dikte formatie Sterksel-Enschede	120
1.5 Dikte freatische aquifer	120
2. KLIMATOLOGIE	121
2.1 Decadenormalen neerslag 1961-1990, stations Winterswijk, Borculo, Rekken en Lichtenvoorde.....	121
2.2 Maandnormalen neerslag 1961-1990, stations Winterswijk, Borculo, Rekken en Lichtenvoorde.....	121
2.3 Maandnormalen 1961-1990 referentie-gewasverdamping volgens Makkink, stations De Kooy, Eelde, De Bilt, Vlissingen en Beek L.....	122
3. AFVOERCIJFERS HUPSELSE BEEK.....	123
3.1 Jaarafvoeren, periode 1972-1988	123
3.2 Gemiddelde maandafvoeren, periode 1985-1992.....	123
4. C.B.S.-GEGEVENS	124
4.1 Atmosferische depositie stikstofverbindingen 1970-1989	124
4.2 Landelijk verbruik kunstmeststoffen (N, P, K) 1965-1990.....	124
4.3 Landelijke cijfers gewasafvoeren (N, P, K) 1970-1990	125
5. SAMENSTELLING DRAINWATER	126
5.1 Drainexperiment Van Ommen 1985-1987	126
5.2 Drainexperiment Assink 1992-1994	127
6. WATERKWALITEIT EN AFVOER HUPSELSE BEEK.....	128
6.1 Tijdreeksen Cl-, NO3-N, ortho-P en totaal-P en afvoerhoeveelheden per jaar, periode 1985-1994.....	128
6.2 Cumulatieve frequentie verdelingen Cl-, NO3-N, totaal-N, ortho-P en totaal-P, periode 1985-1993.....	138

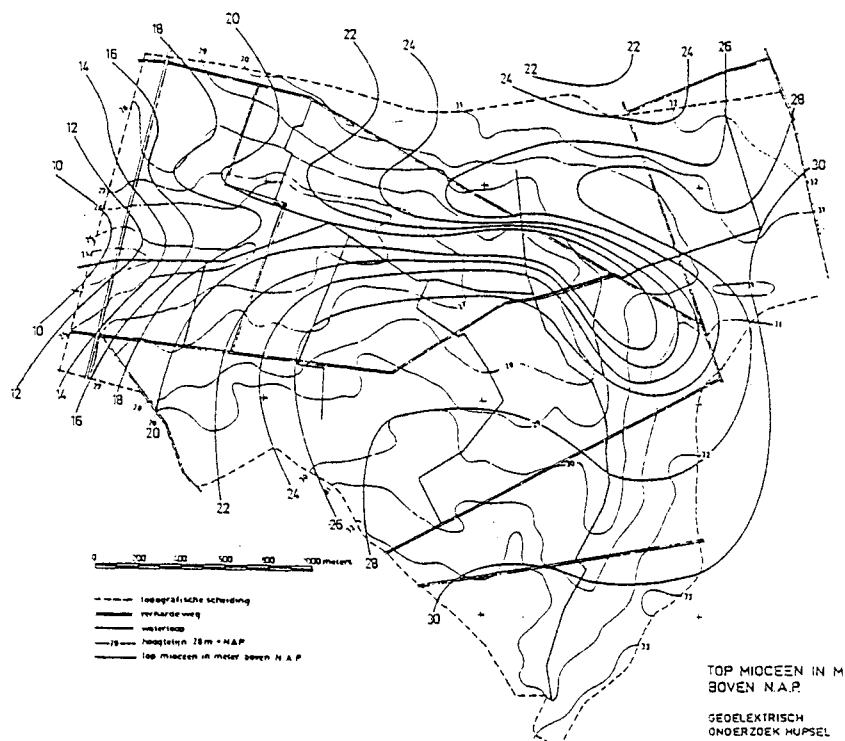
Bijlage 1.1: Topografische ligging stroomgebied.



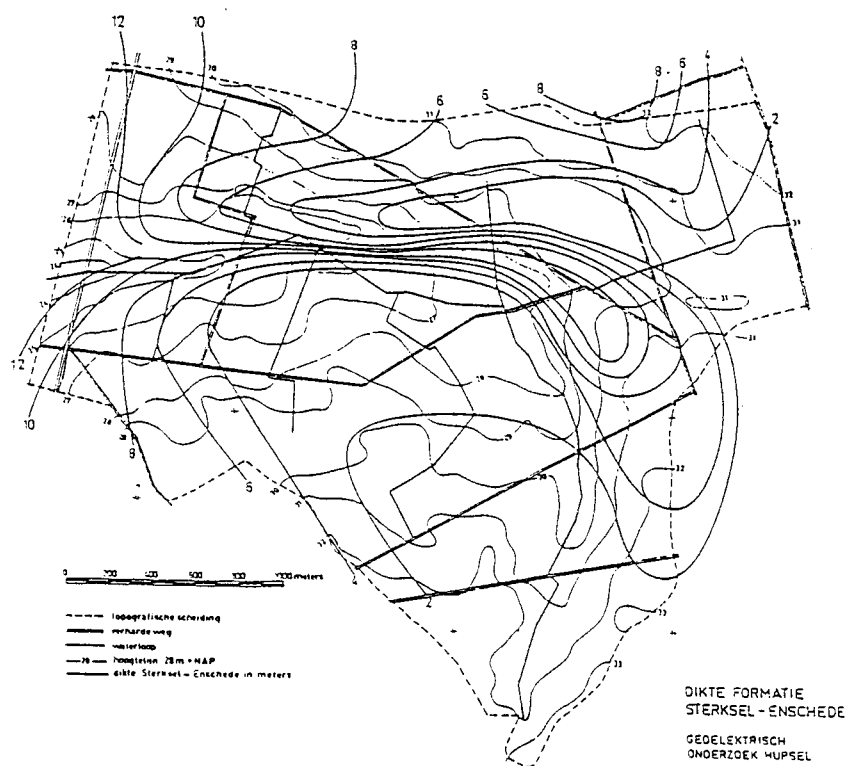
Bijlage 1.2: Maaiveldshoogte.



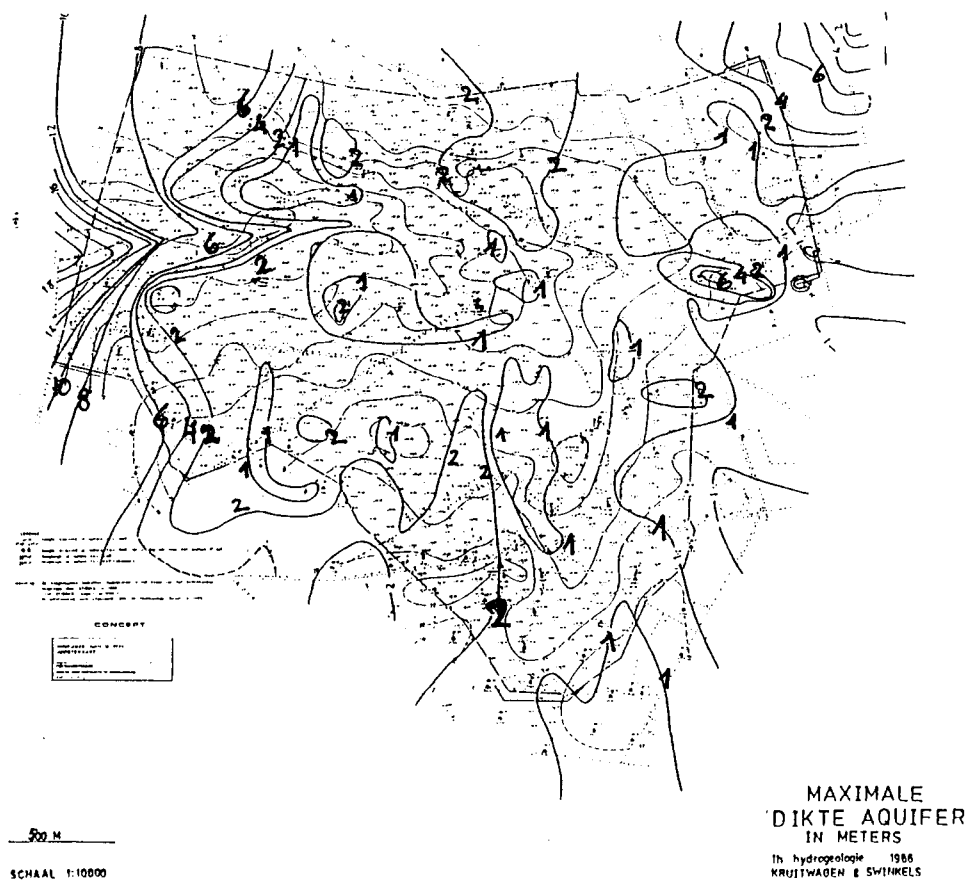
Bijlage 1.3: Top mioceen (Stuip en Boekelman, 1976).



Bijlage 1.4: Dikte formatie Sterksel-Enschede.



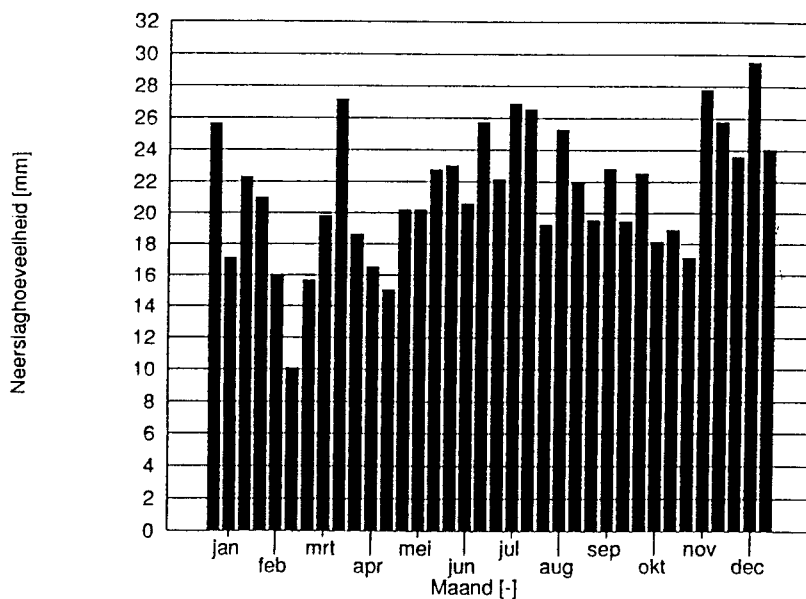
Bijlage 1.5: Dikte freatische aquifer (Kruitwagen en Swinkels, 1986).



Bijlage 2.1: Decadenormalen 1961-1990. Gemiddelde voor de K.N.M.I.-stations Winterswijk, Borculo, Rekken en Lichtenvoorde (bron: K.N.M.I.)

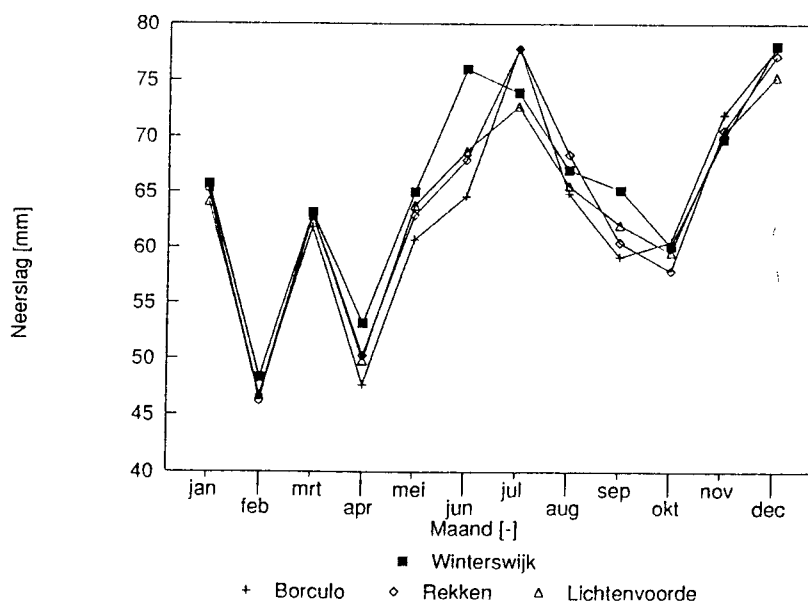
Gemidd. dec.normalen neerslag 1961/90

Stations W'wijk, Borculo, Rekken, L'voorde



Bijlage 2.2: Maandnormalen neerslag 1961-1990. Gemiddelde voor de K.N.M.I.-stations Winterswijk, Borculo, Rekken en Lichtenvoorde (bron: K.N.M.I.).

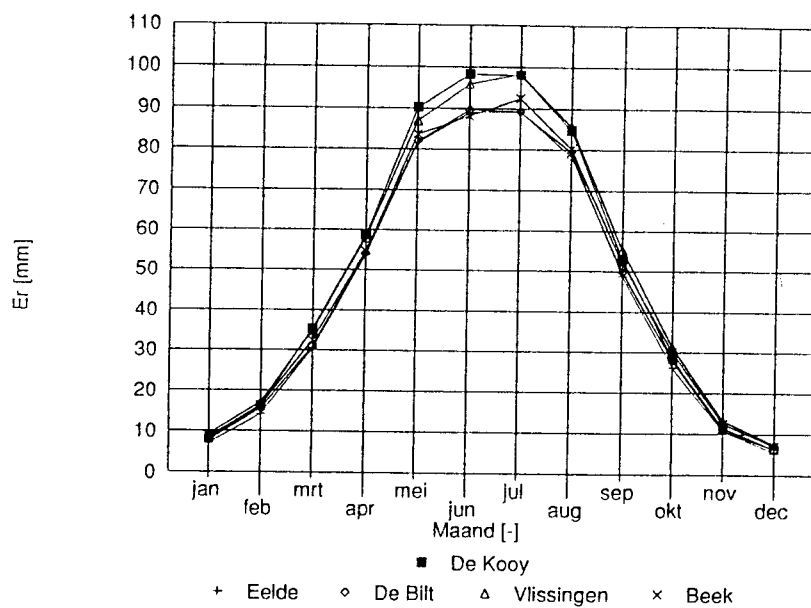
Maandnormalen neerslag 1961-1990



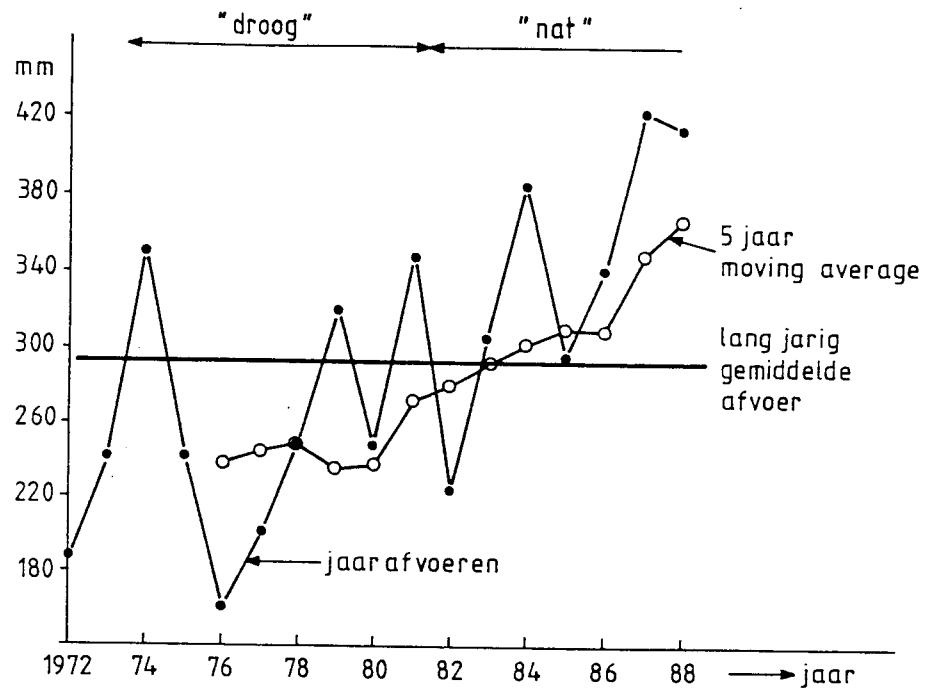
Bijlage 2.3: Maandnormalen 1961-1990 referentie-gewasverdamping volgens Makkink voor de K.N.M.I.-stations De Kooy, Eelde, De Bilt, Vlissingen en Beek L. (bron: K.N.M.I.).

Referentie-gewasverdamping vlgs.Makkink

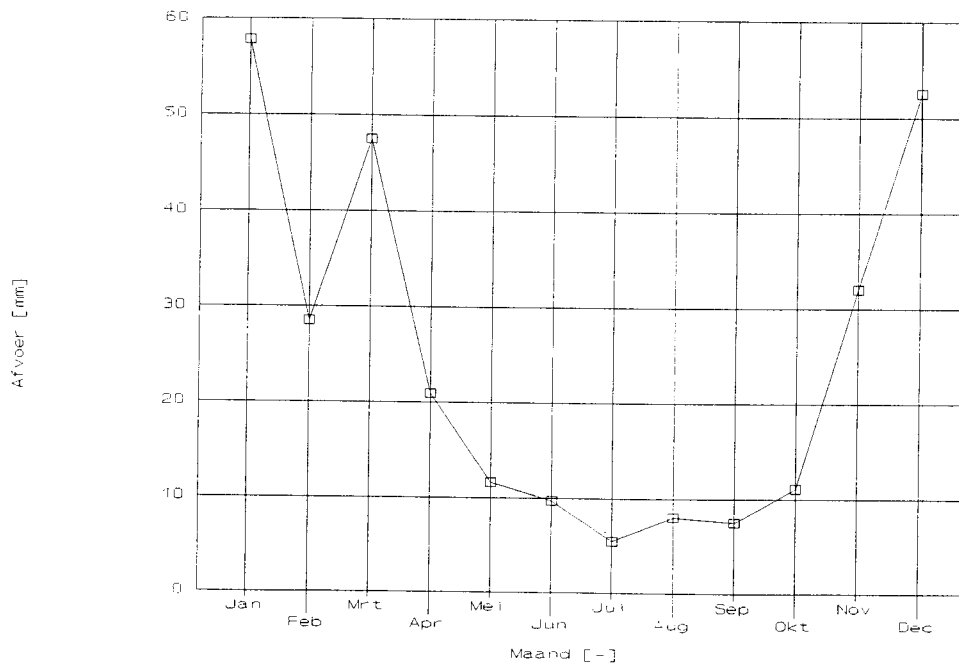
maandnormalen periode 1961-1990



Bijlage 3.1: Jaarafvoeren Hupselse beek, periode 1972-1988.



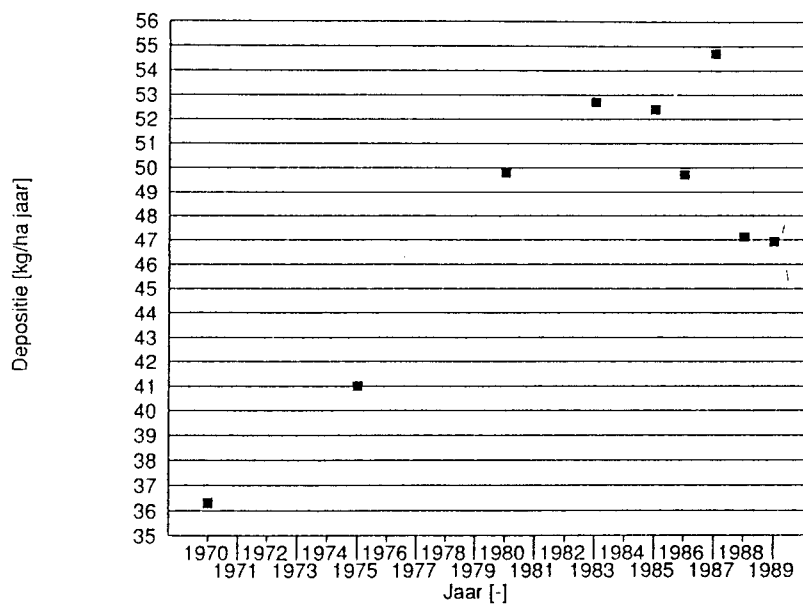
Bijlage 3.2: Gemiddelde maandaafvoeren Hupselse beek, periode 1985-1992.



Bijlage 4.1: C.B.S.-gegevens atmosferische depositie stikstofverbindingen.
Periode 1970-1989.

Depositie NO_y en NH_x op cultuurgrond

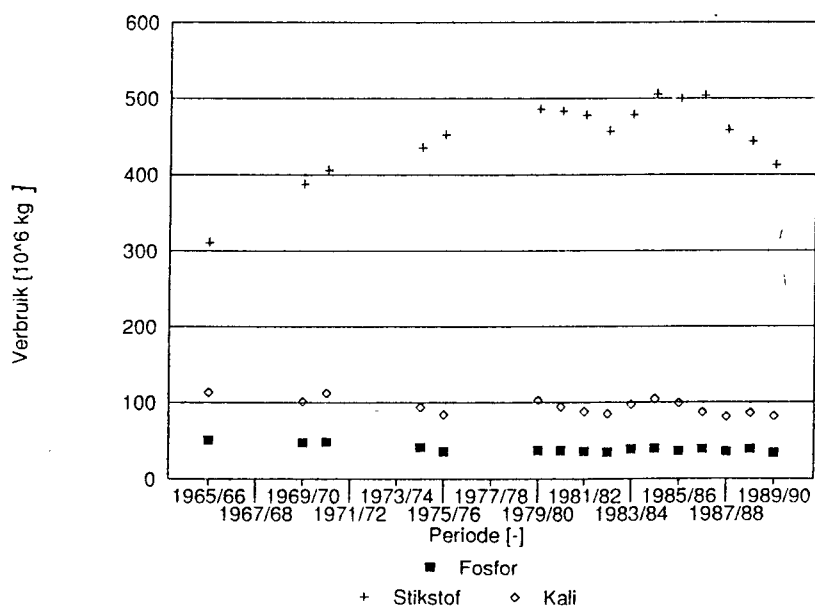
Bron: C.B.S. (1992)



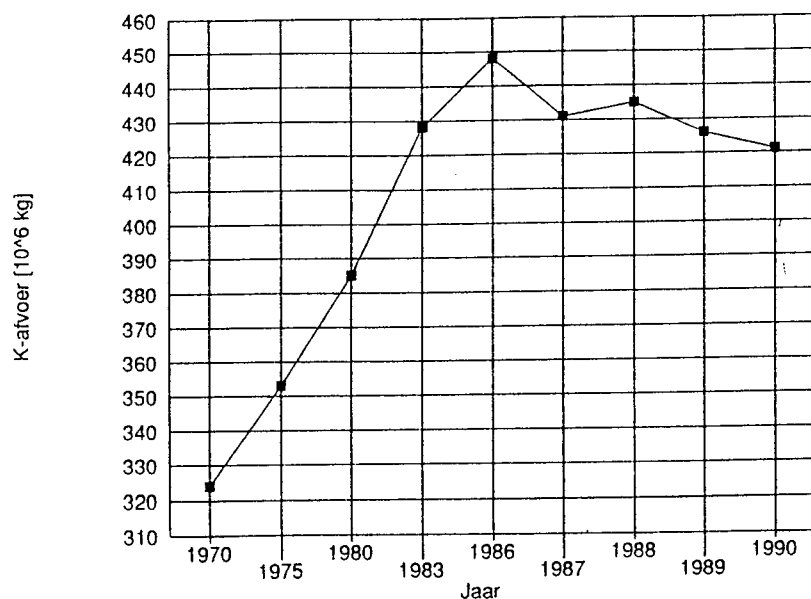
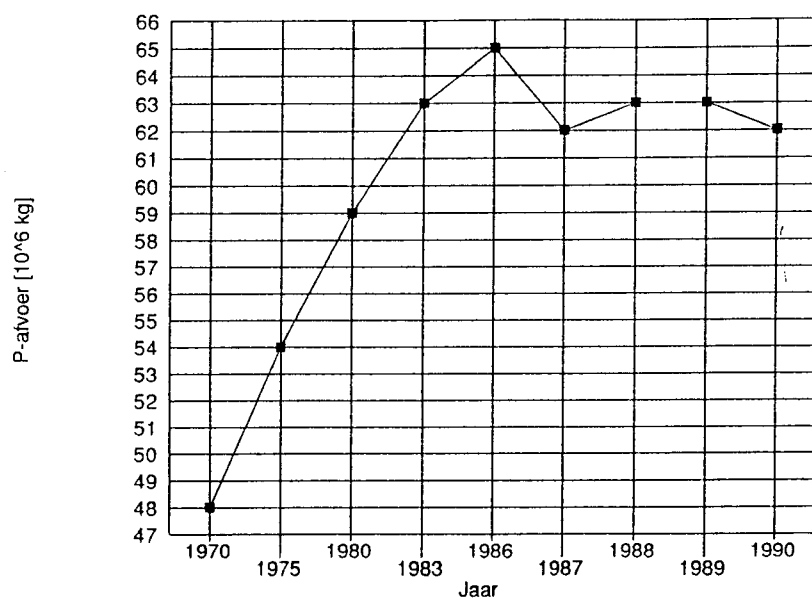
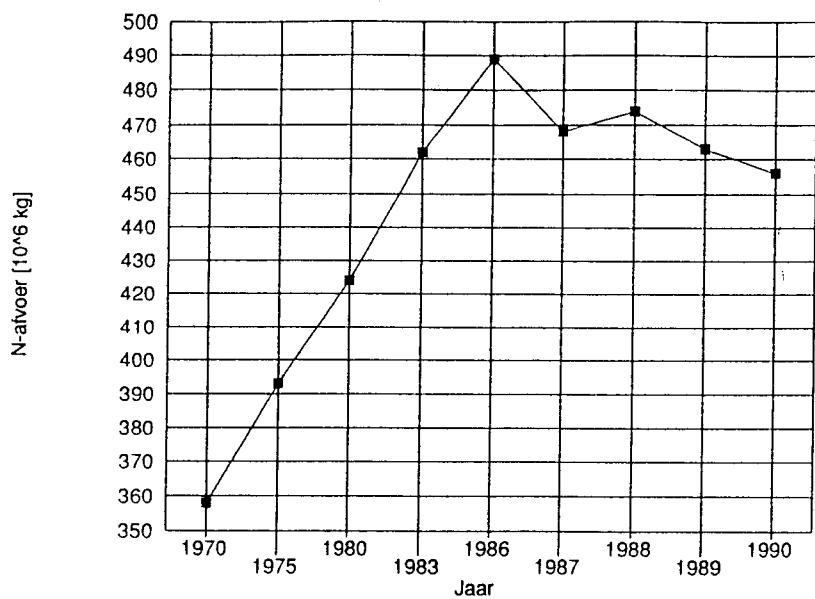
Bijlage 4.2: C.B.S.-gegevens landelijk verbruik kunstmeststoffen (N, P, K).
Periode 1965-1990.

Landelijk verbruik kunstmeststoffen

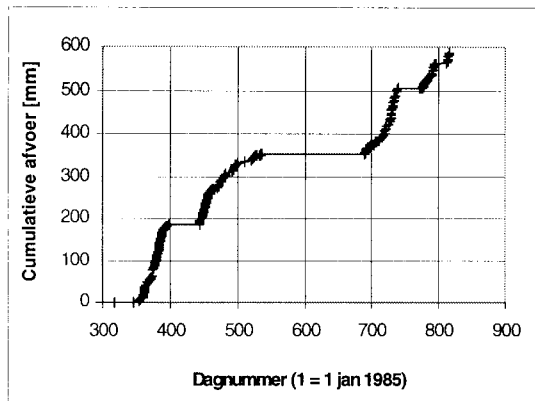
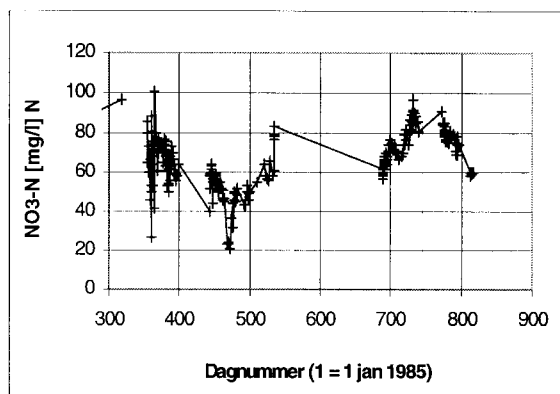
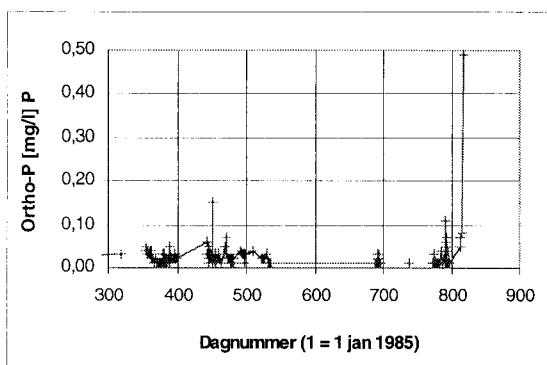
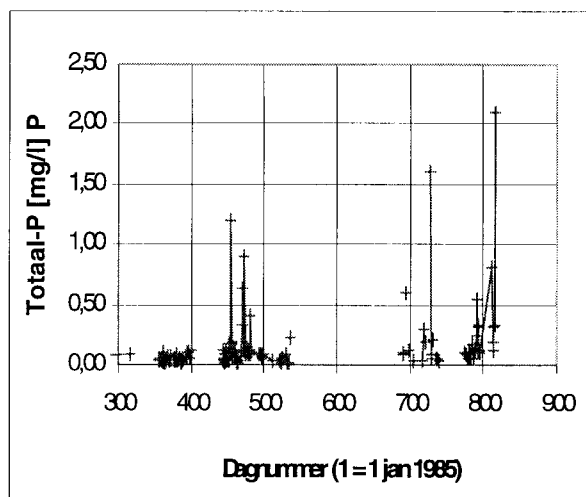
Bron: C.B.S. (1992)



Bijlage 4.3: C.B.S.-gegevens landelijke cijfers gewasafvoeren (N, P, K).
Periode 1970-1990.

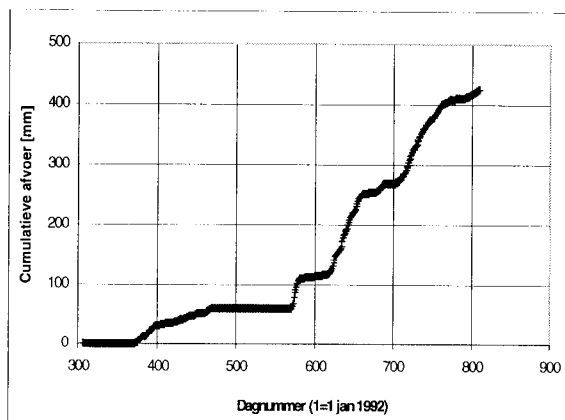
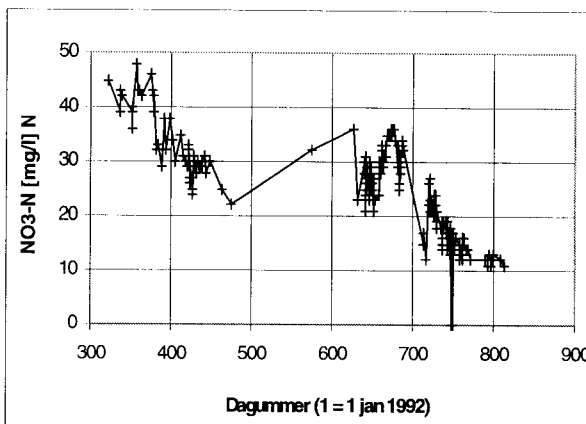
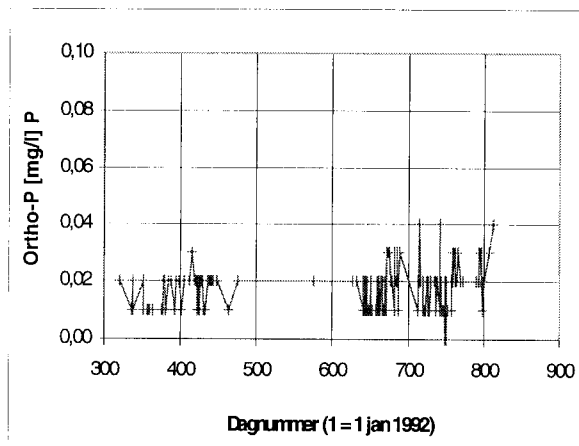
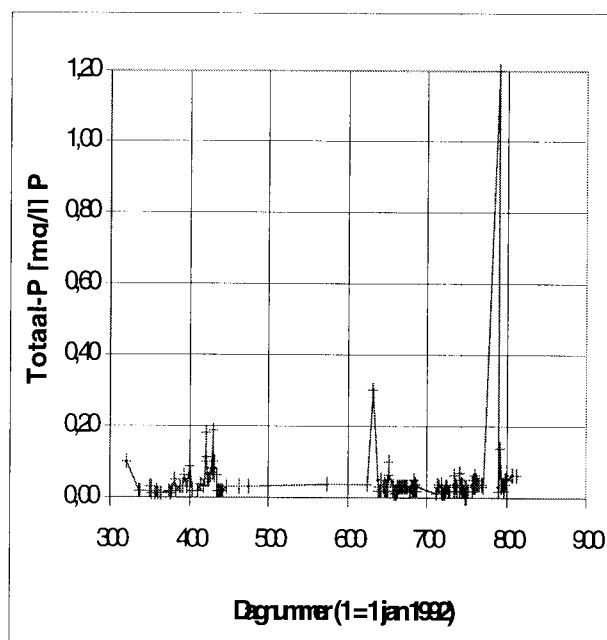


Bijlage 5.1: Gegevens drainage proef Van Ommen

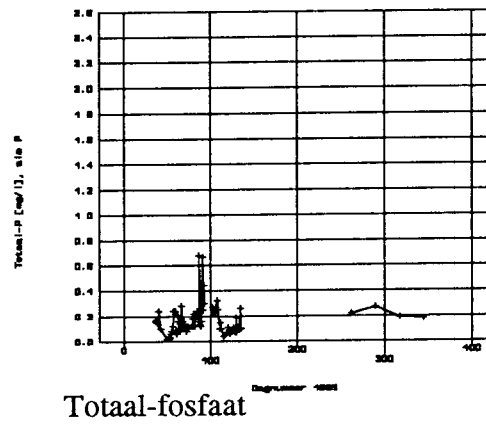
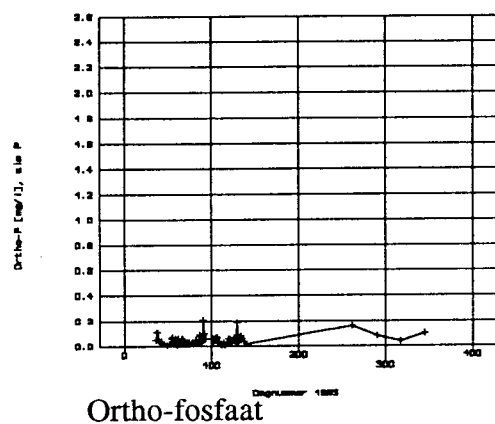
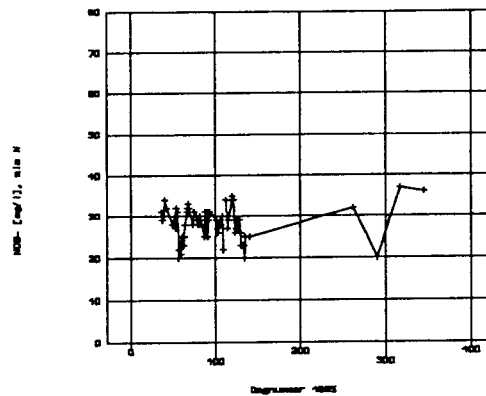
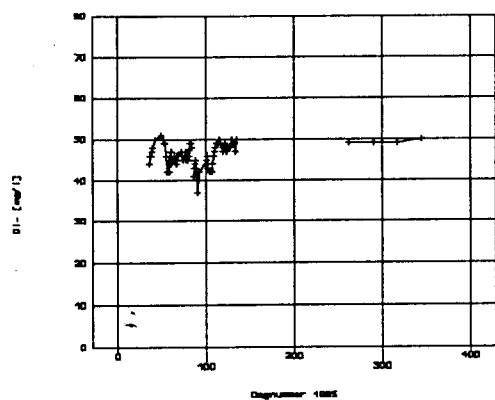
*Cumulatieve afvoer drainbuis Van Ommen.* *$\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie drainwater Van Ommen.**Ortho-P-concentratie drainwater Van Ommen.**Totaal-P-concentratie drainwater Van Ommen.*

Bijlage 5.2: Samenstelling drainwater.

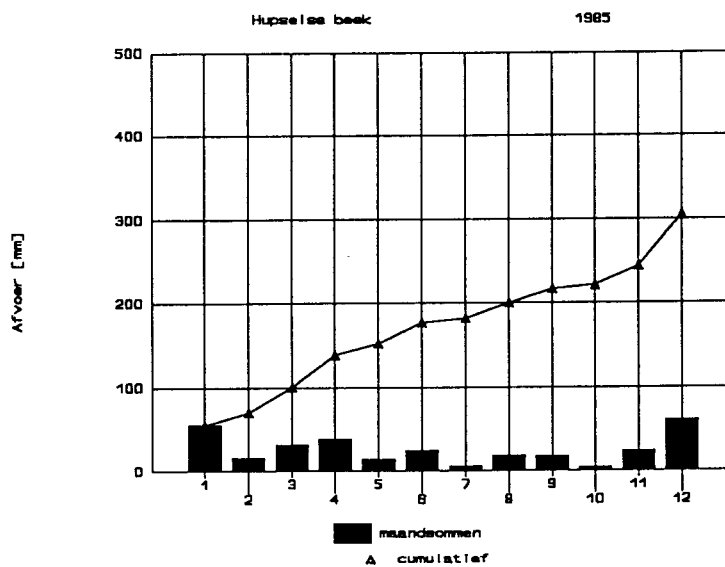
Drainageproef Assink november 1992 t/m maart 1994.

*Cumulatieve afvoer drainbuis Assink* *$\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie drainwater Assink**Ortho-P-concentratie drainwater Assink**Totaal-P-concentratie drainwater Assink*

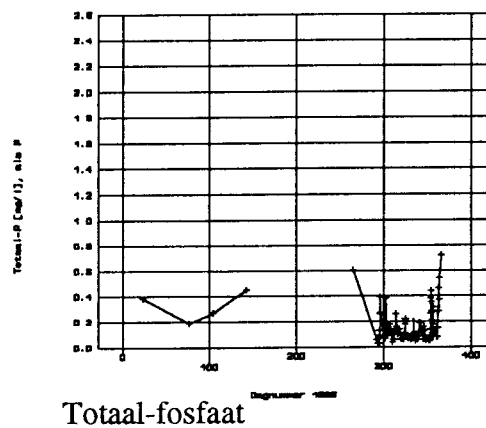
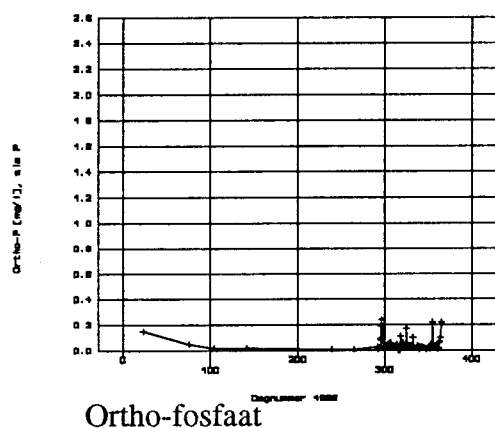
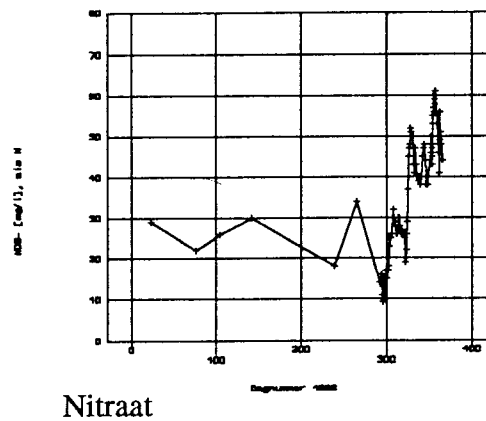
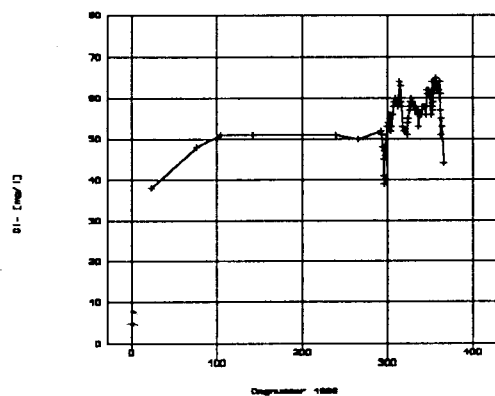
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1985.



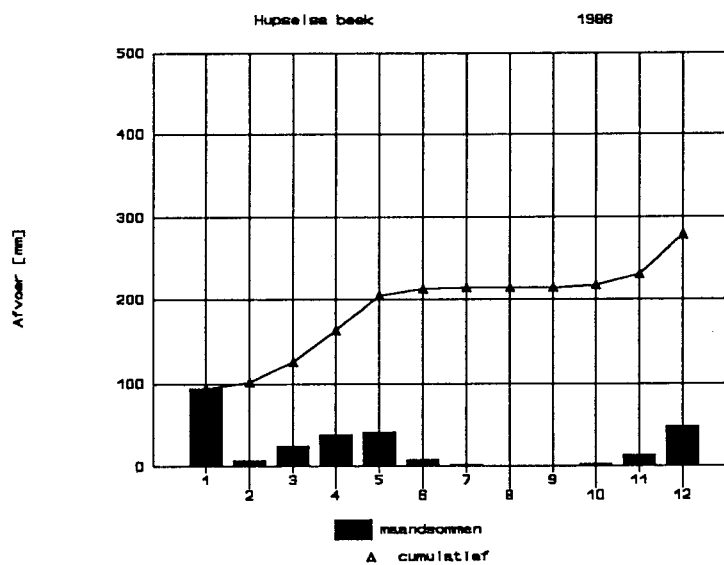
Afvoer water



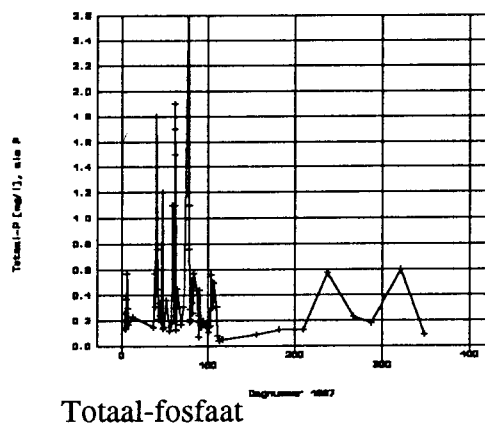
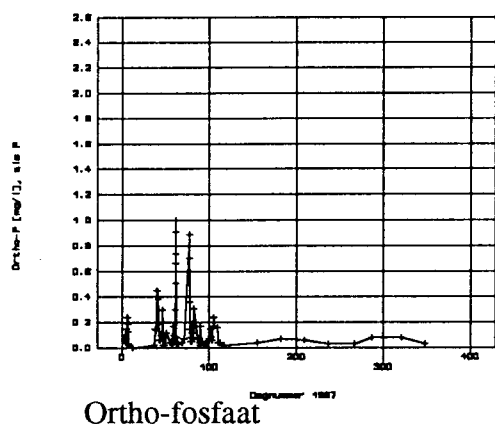
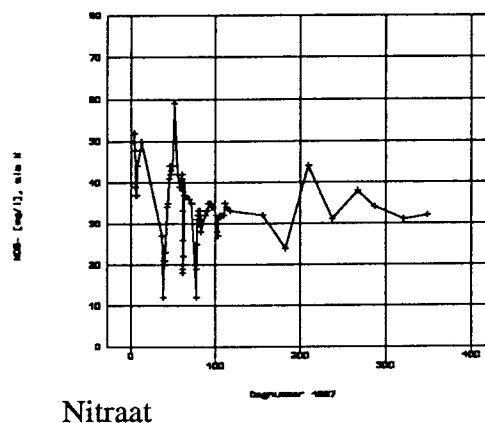
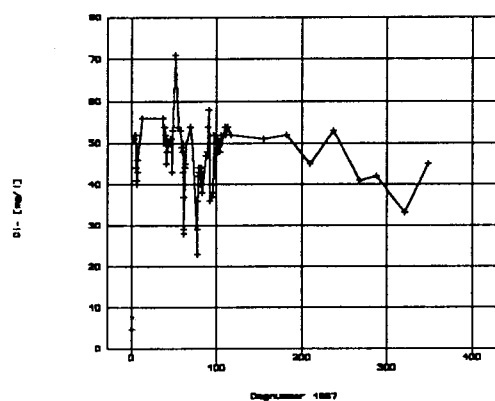
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1986.



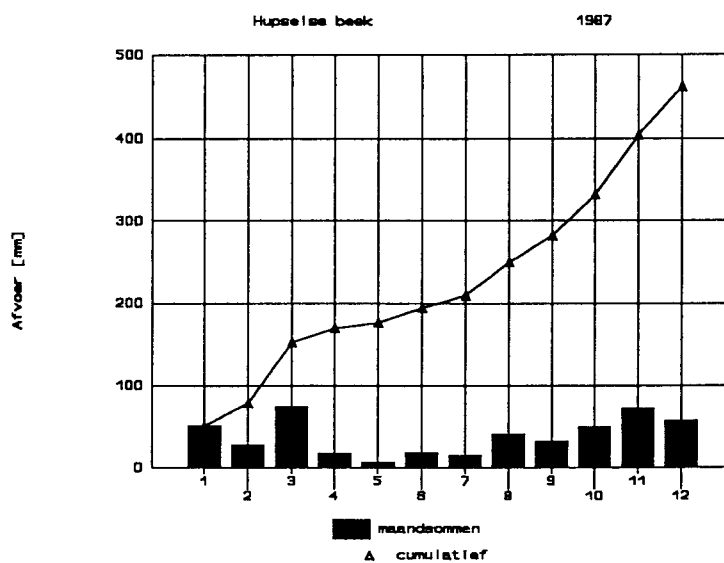
Afvoer water



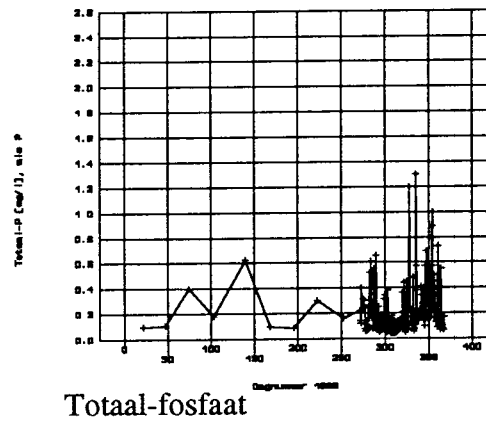
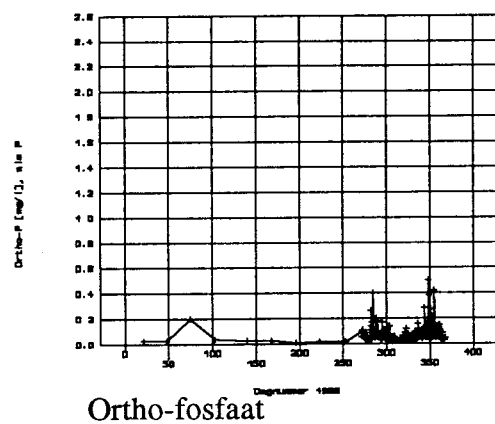
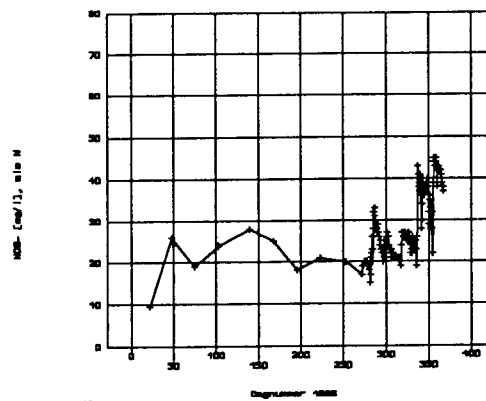
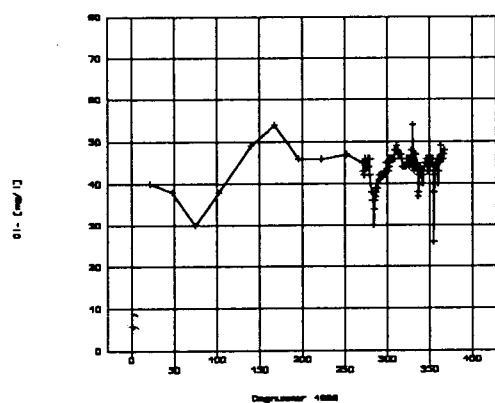
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1987.



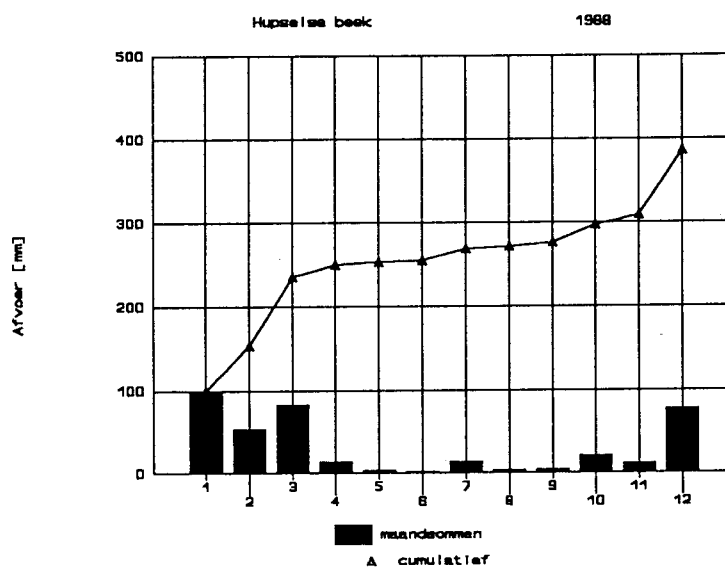
Afvoer water



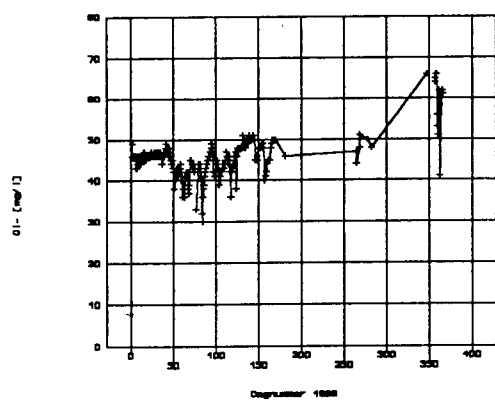
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1988.



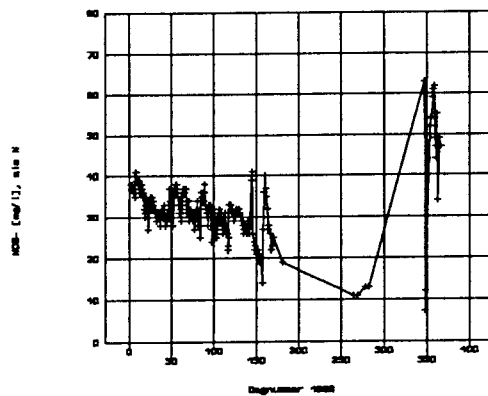
Afvoer water



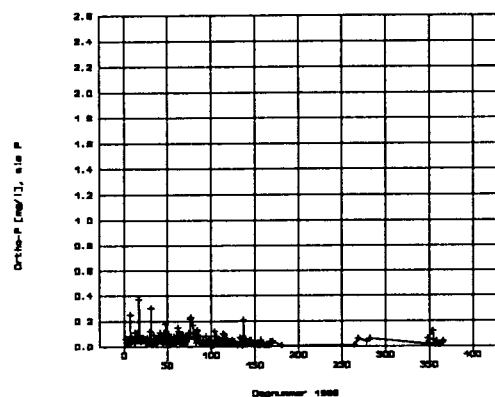
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1989.



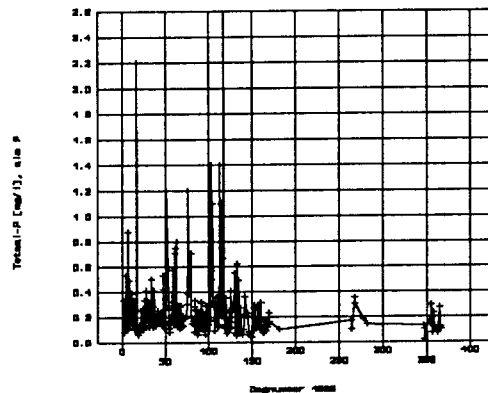
Chloride



Nitraat

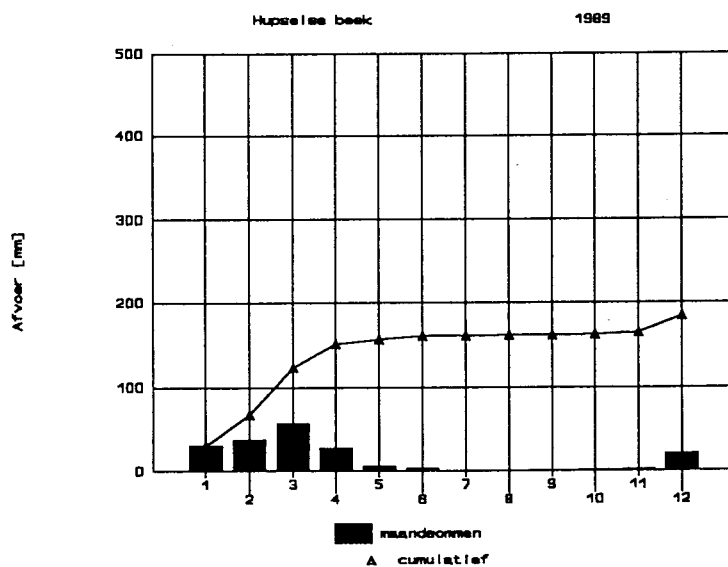


Ortho-fosfaat

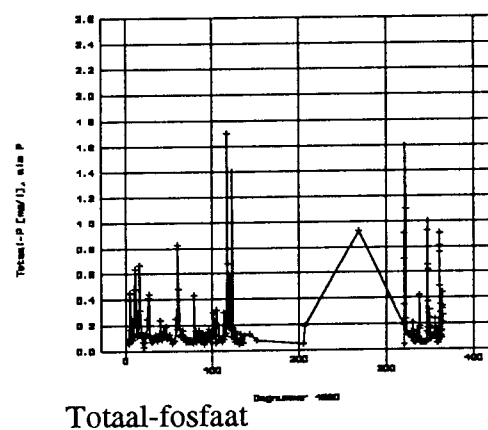
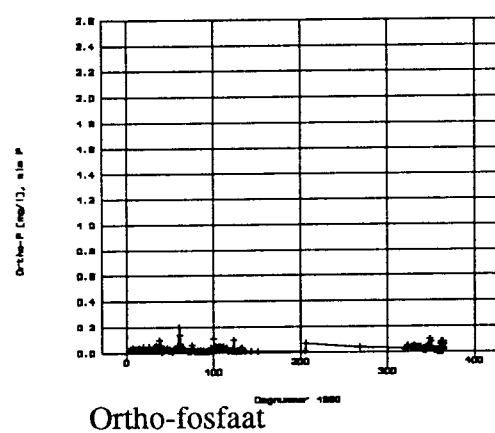
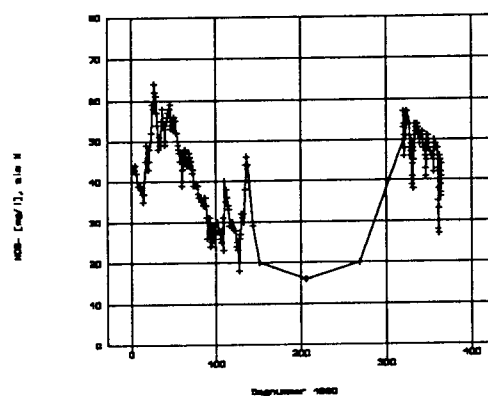
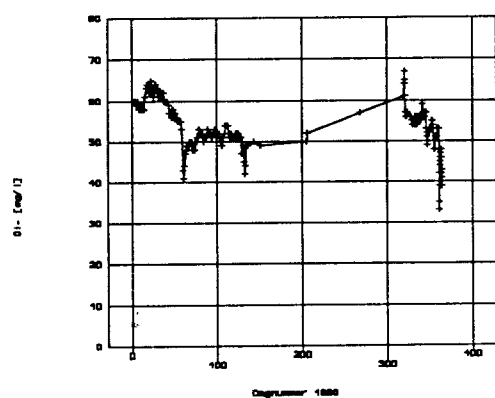


Totaal-fosfaat

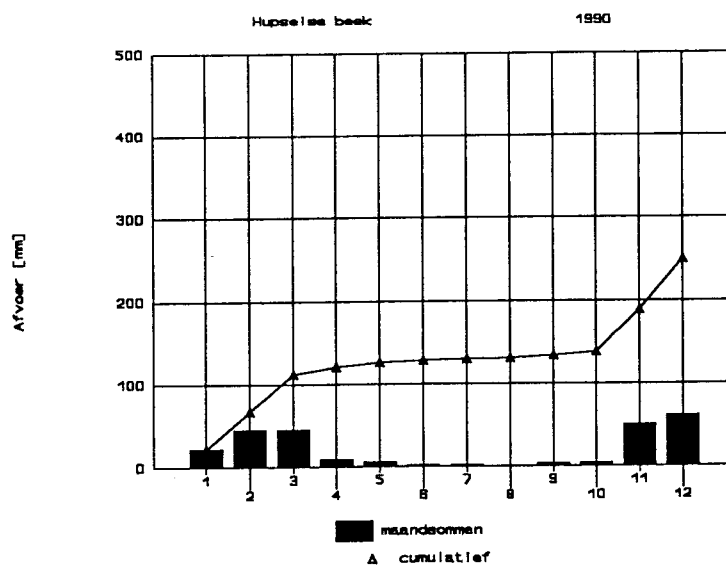
Afvoer water



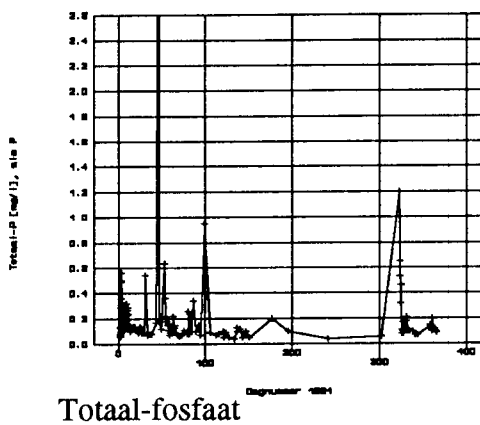
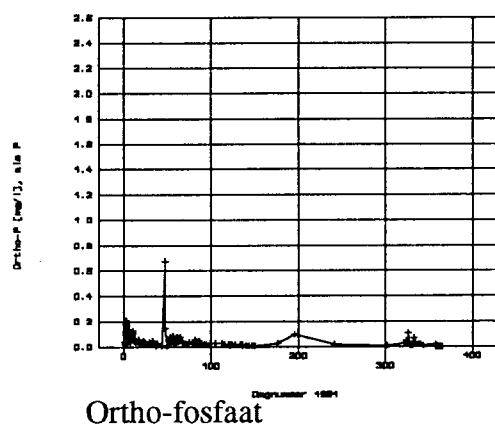
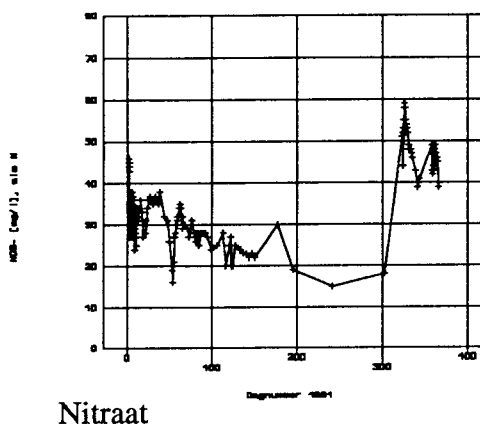
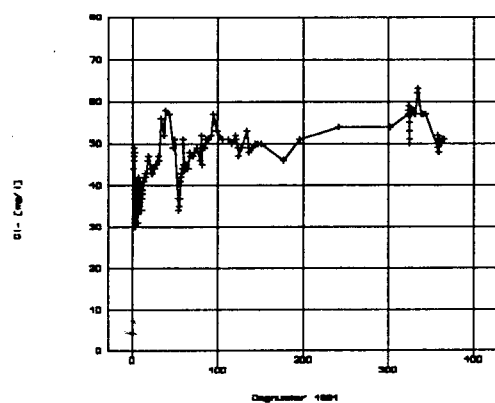
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1990.



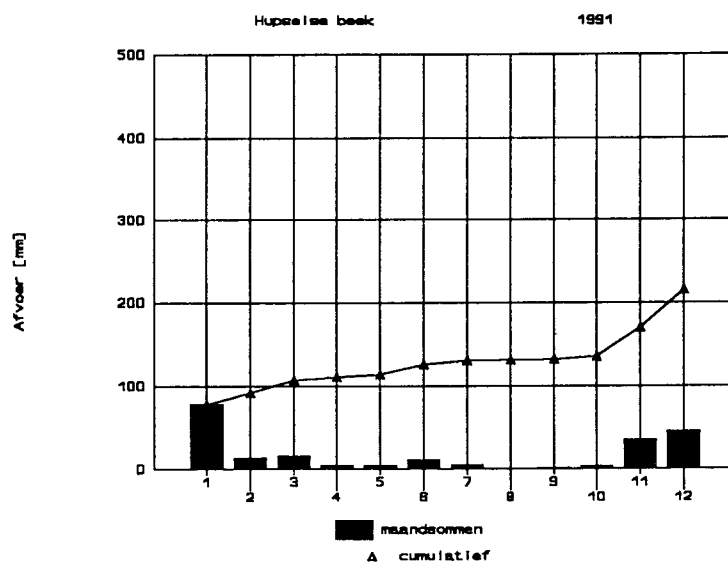
Afvoer water



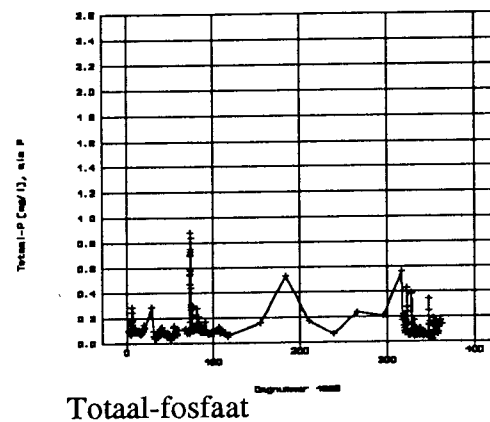
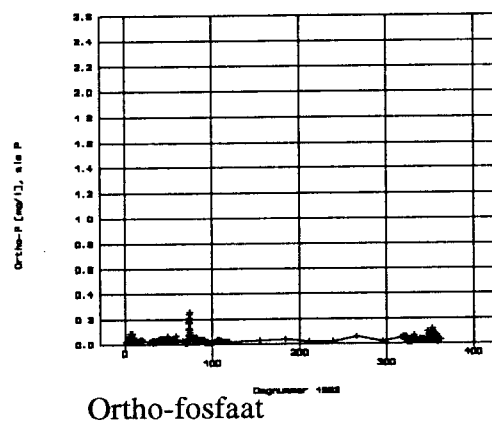
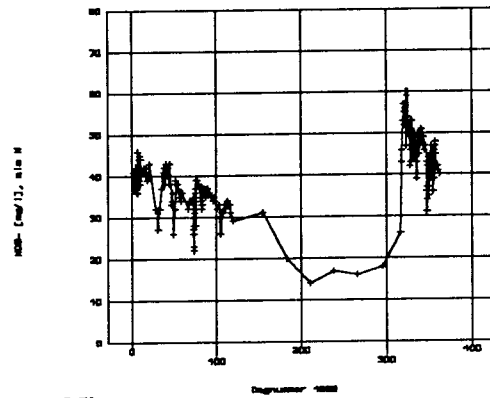
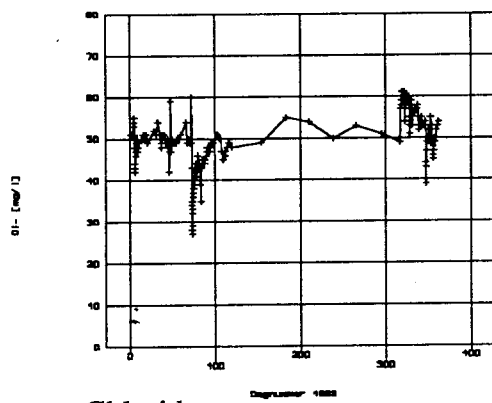
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1991.



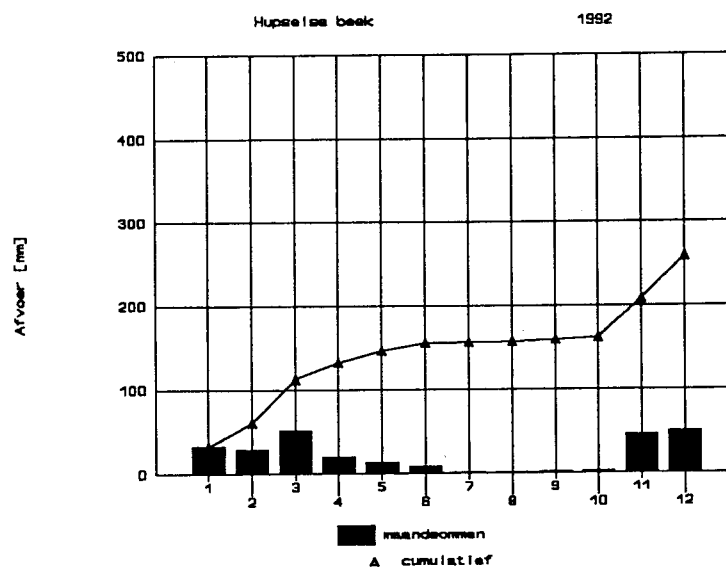
Afvoer water



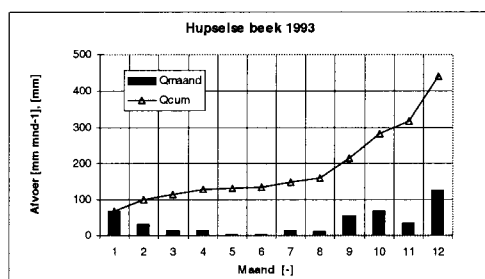
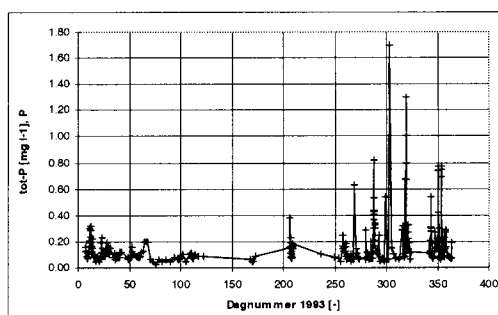
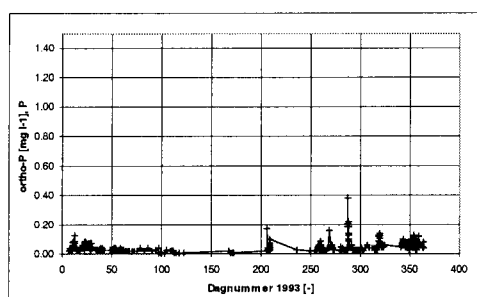
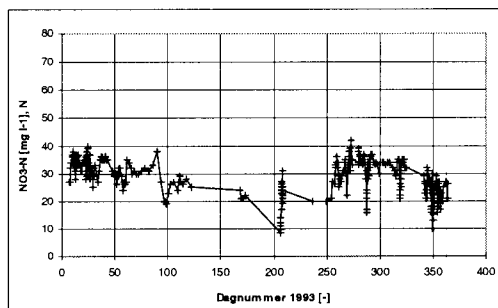
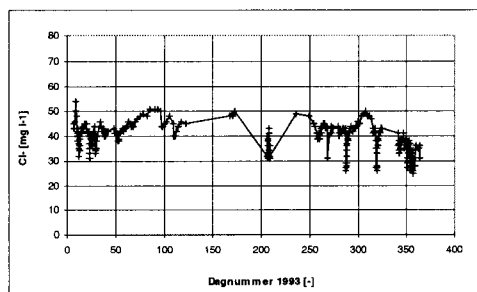
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1992.



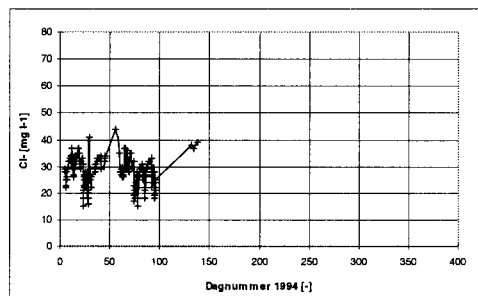
Afvoer water



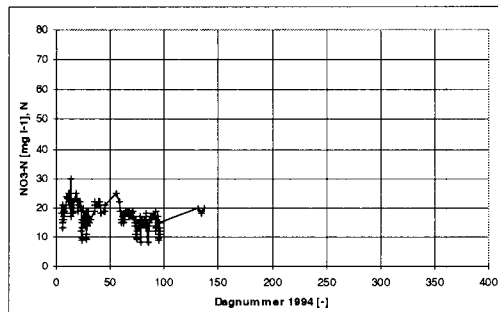
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1993.



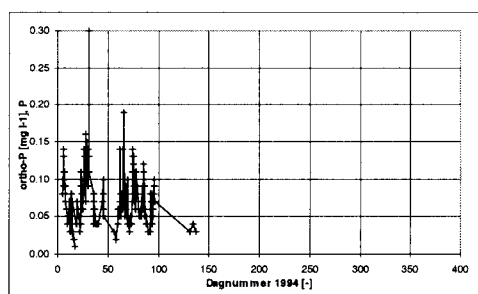
Bijlage 6.1: Waterkwaliteit en afvoer Hupselse beek te stuw 10A in 1994.



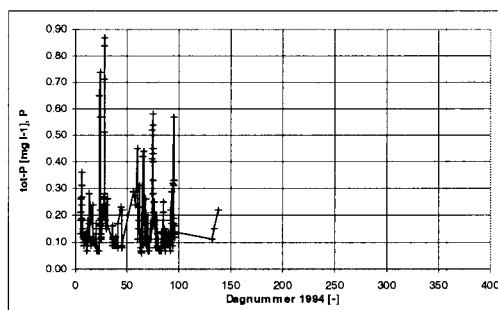
Chloride



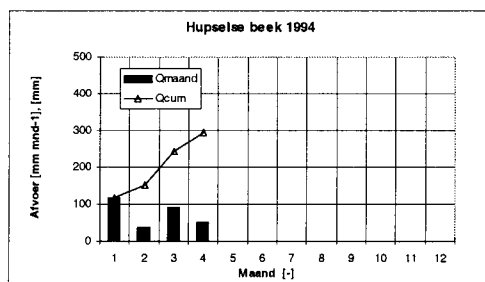
Nitraat-N



Ortho-fosfaat



Totaal-fosfaat

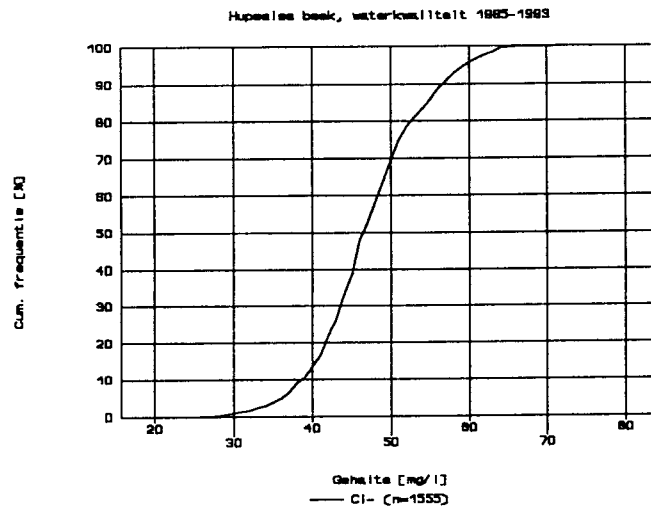
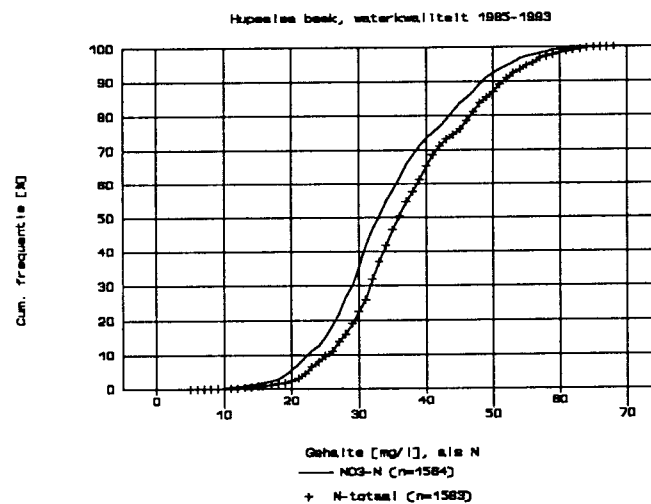


Afvoer water

Bijlage 6.2: Waterkwaliteit Hupselse beek te stuw 10A periode 1985-1993.

Cumulatieve frequentieverdelingen

Chloride

Nitraat-N
N-totaalOrtho-fosfaat
Totaal-fosfaat