

EFFECTEN VAN ZURE, STIKSTOF- EN ZWAVELHOUDENDE NEERSLAG OP ZWAK  
GEBUFFERDE EN VOEDSELARME WATEREN

R.S.E.W. Leuven & J.A.A.R. Schuurkes

Interimrapport projecten  
LB 130 en LB 131  
Oktober 1984

LABORATORIUM VOOR AQUATISCHE OECOLOGIE  
Katholieke Universiteit, Toernooiveld, Nijmegen.  
Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke  
Ordening en Milieubeheer.



**Titel:** Effecten van zure, stikstof- en zwavelhoudende neerslag op zwak gebufferde- en voedselarme wateren.

**Trefwoorden:** Luchtverontreiniging, neerslagsamenstelling, zwavel- en stikstofhoudende neerslag, stikstofverrijking, verzuring, eutrofiëring, oppervlaktewater, waterkwaliteit, bodemkwaliteit, flora, fauna.

**Datum publicatie:** Oktober 1984.

**Auteurs:** Drs. R.S.E.W. Leuven & Drs. J.A.A.R. Schuurkes.

**Projectleiders:** Prof. Dr. C. den Hartog & J.G.M. Roelofs.

**Uitvoerende organisatie:** Laboratorium voor Aquatische Oecologie  
Katholieke Universiteit, Toernooiveld,  
6525 ED Nijmegen.

**Opdrachtgever:** Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat-Generaal voor de Milieuhygiëne, afdeling Lucht.  
Coördinator: Drs. K. Meijer.  
Postbus 439  
2260 AK Leidschendam.

**Projecten:** LB 130 en LB 131.

**Samenvatting:** De depositie van potentieel verzurende en bemestende componenten is in Nederland extreem hoog en vertoont zowel lokaal als regionaal grote verschillen. Vooral in gebieden met kalkarme, minerale zandgronden en een hoge potentiële zuurdepositie zijn veel oppervlaktewateren sterk verzuurd. Zowel beregenings- als kolomexperimenten hebben uitgewezen dat de huidige neerslagkwaliteit hiervoor verantwoordelijk is. Met name de hoge ammoniumdepositie heeft een belangrijk aandeel in de verzuring en eutrofiëring van zwak gebufferde en voedselarme wateren. Waterverzuring leidt tot grote veranderingen in de voedingsstoffenkringloop en chemische samenstelling van aquatische oecosystemen. Dit heeft zowel direct als indirect grote gevolgen voor de aanwezige planten en dieren. De soortenrijkdom neemt op alle trofische niveaus sterk af. In verzuurde systemen treedt een sterke dominantie op van enkele zuurtolerante organismen.



	pag.
1. INLEIDING	1
2. DOELSTELLINGEN EN METHODEN VAN ONDERZOEK	4
2.1. Doelstelling	4
2.2. Methoden van onderzoek	6
3. DE INVLOED VAN VERZURENDE VERBINDINGEN OP OPPERVLAKTEWATER	8
3.1. Gevoelige gebieden	8
3.2. Neerslagkwaliteit	16
3.2.1. Samenstelling van de neerslag in het Peelgebied	17
3.2.2. Depositie van zure en verzurende componenten	20
3.2.3. Depositie van bemestende stoffen	23
3.3. Effecten van zure en ammoniumsulfaathoudende neerslag op de kwaliteit van het aquatische milieu	27
3.3.1. Veranderingen in de chemische samenstelling van zwak gebufferde wateren	27
3.3.2. Berekeningsexperimenten met nagebootste venmilieus	46
3.3.3. Veranderingen in water- en bodemprocessen onder experimentele omstandigheden	59
3.3.4. Neerslagsamenstelling, waterkwaliteit en vegetatie in en om het Rouwkuilenven	72
4. GEVOLGEN VAN WATERVERZURING VOOR FLORA EN FAUNA VAN ZWAK GEBUFFERDE WATEREN	80
4.1. Microflora en microfauna	80
4.2. Waterplanten	90
4.3. Macrofauna	94
4.4. Vissen	101
4.5. Amfibieën	110
4.6. Vogels	119
5. CONCLUSIES	121
6. DANKWOORD	124
7. LITERATUUR	125



## 1. INLEIDING

De zwak gebufferde en voedselarme aquatische oecosystemen herbergen normaal een karakteristieke flora en fauna. Deze oppervlaktewateren zijn echter over het algemeen zeer gevoelig voor antropogene verstoringen. Veel kalk- en voedselarme wateren zijn daarom bestemd tot natuurreserveaten. Reeds enkele decennia geleden gingen veel plante- en diersoorten uit dit milieutype sterk achteruit. Dit gaf de eerste indicaties voor de catastrofale gevolgen van grensoverschrijdende zwavel- en stikstofhoudende luchtverontreiniging. Over de gehele wereld verspreid zijn inmiddels duizenden oppervlaktewateren verzuurd of verstoord als gevolg van verzurende atmosferische deposities. Met name het onderzoek naar het verdwijnen van vissen in Zweedse meren en rivieren heeft de aandacht op het zure neerslag probleem gevestigd. Sinds de zestiger jaren is vooral in Scandinavië en Noord-Amerika relatief veel onderzoek geconcentreerd op de oorzaken en gevolgen van waterverzuring. Over deze milieuproblematiek zijn dan ook zeer veel wetenschappelijke publikaties en talrijke internationale symposia gewijd (zie o.a. Drabløs & Tollan, 1980; Johnson, 1982; Overrein et al., 1981). Er kon een rechtstreeks verband worden aangetoond tussen verzuring van de neerslag en een aantal veranderingen in de chemische samenstelling van het water en de bodem van meren en rivieren, zoals een verlaging van de pH en de buffercapaciteit en een verhoging van de (zware) metalenconcentraties. Deze veranderingen vertoonden een duidelijke correlatie met de sterfte van vissen en met andere verschuivingen in de levensgemeenschappen van deze wateren. De laatste jaren is duidelijk geworden dat niet alleen oppervlaktewateren maar ook diverse terrestrische systemen sterk beïnvloed worden door potentiële verzurende luchtverontreiniging (zie o.a. Adema & van Ham, 1984; den Boer & Bastiaens, 1984; Drabløs & Tollan, 1980; Overrein et al., 1981). Omvangrijke bossterfte, vergrassing van heidevelden, verzuring van het grondwater en aantasting van cultuurgoederen zijn sprekende voorbeelden. Kortom verzurende depositie is momenteel in grote delen van de wereld één van de belangrijkste en meest urgente milieuproblemen.

De aandacht heeft zich lange tijd gericht op de voor directe verzuring van de neerslag verantwoordelijke stoffen, namelijk zwaveldioxide, stikstofoxiden en hun volgproducten. In relatie tot de effecten is duidelijk geworden dat ook ammoniak van groot belang is. Vooral in

Nederland blijken ammoniak en de volgproducten zowel regionaal als landelijk een grote bijdrage te leveren aan de potentiële verzurende depositie (van Aalst, 1984; van Aalst & Diederens, 1983; Buijsman, 1984; Buijsman et al., 1984). Bovendien is naast de natte depositie (regen, hagel en sneeuw) ook de droge depositie van belang in de verzuringsproblematiek. Volgens van Aalst (1984) kan de totale depositie van potentiële verzurende componenten zelfs een factor drie hoger zijn dan de natte depositie.

Tot voor kort is in Nederland relatief weinig onderzoek verricht naar de effecten van potentiële verzurende luchtverontreiniging. Voor een goed literatuuroverzicht wordt verwezen naar Adema & van Ham (1984), den Boer & Bastiaens (1984), Eijsackers (1984) en Higler (1984). Verzuring van oppervlaktewateren is in ons land vooral geconstateerd in vennen, enkele plassen en duinmeren. Bij aanvang van het hier beschreven onderzoek waren alleen de effecten van waterverzuring op diatomeeën en hogere waterplanten goed onderzocht (zie van Dam et al., 1980 en 1981; Roelofs, 1983; Roelofs & Schuurkes, 1983; Roelofs et al., 1984). Opmerkelijk is dat de cultureel verzuurde systemen in Scandinavië en Noord-Amerika nogal grote geomorfologische verschillen vertonen met de gevoelige oppervlaktewateren in Nederland. In ons land zijn de dimensies van de meeste zwak gebufferde wateren gering, veel systemen volledig afhankelijk van hemelwater en is de potentiële verzurende depositie zeer hoog. Hierdoor kan waterverzuring sneller optreden en extreme vormen aannemen. Het generaliseren van onderzoeksresultaten over grote gebieden moet derhalve met de nodige voorzichtigheid geschieden.

Omdat weinig relevante gegevens beschikbaar zijn voor de Nederlandse situatie en nog veel hiaten bestaan in de kennis van waterverzuringprocessen, wordt door medewerkers van het laboratorium voor Aquatische Oecologie beleidsonderbouwend onderzoek verricht. Sinds 1 januari 1983 worden twee onderzoeksprojecten (LB 130 en LB 131) gesubsidieerd door het Directoraat-Generaal voor de Milieuhygiëne van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM). Het onderhavige rapport is primair bedoeld als tussentijdse presentatie van de onderzoeksresultaten van deze VROM-projecten. Omdat de deelonderzoeken van beide projecten veel raakvlakken vertoonden, werd van begin af aan gekozen voor een geïntegreerde aanpak. Door ook de onderzoeksresultaten te bundelen in één interimrapport kunnen veel over en weer



verwijzingen tussen rapporten vermeden worden.

In hoofdstuk 2 van dit tussentijds rapport worden allereerst de doelstellingen en methoden van onderzoek beschreven. Vervolgens zal in hoofdstuk 3 een overzicht worden gegeven van de gevoelige gebieden voor zure, zwavel- en stikstofhoudende neerslag, de neerslagkwaliteit in ammoniak-brongebieden en de effecten van zure en ammoniumsulfaathoudende neerslag op de water- en bodemkwaliteit.

Tenslotte worden in hoofdstuk 4 de effecten van waterverzuring op flora en fauna van zwak gebufferde systemen behandeld.

## 2. DOELSTELLINGEN EN METHODEN VAN ONDERZOEK

### 2.1. DOELSTELLINGEN

In verschillende rapporten (Adema & van Ham, 1984; Manuel et al., 1984, Themagroep Zure Regen, 1983) wordt een overzicht gegeven van de huidige stand van kennis ten aanzien van de effecten van verzurende deposities op het milieu. Higler (1984) geeft voor de Nederlandse situatie aan dat verzuring van oppervlaktewater in gevoelige gebieden is aangetoond of aannemelijk maakt. Ook zijn de mechanismen die bij verzuring een rol spelen en de effecten op flora en fauna in grote lijnen bekend of in hypothesen geformuleerd. Toch blijken er op vele niveaus nog leemten in de kennis te zijn. Vooral experimenteel onderzoek om hypothesen te toetsen is zeer gewenst. Higler (1984) en Manuel et al. (1984) geven aanbevelingen voor noodzakelijk onderzoek waarmee de huidige stand van kennis kan worden uitgebreid.

Eén van de doelstellingen van het onderzoek op het laboratorium voor Aquatische Oecologie is dan ook om de bestaande leemten ten aanzien van effecten op aquatische oecosystemen op te vullen. Hierbij is gekozen voor een geïntegreerde aanpak op oecosysteemniveau. Dit houdt in dat de problematiek wordt bestudeerd door de combinatie van veldonderzoek en laboratoriumexperimenten op vele niveaus. Met behulp van deze onderzoeksstrategie is het mogelijk om de navolgende leemten met onderzoeksresultaten op te vullen.

#### *Veldonderzoek*

- monitoring van de depositie van verzurende en bemestende componenten in gevoelige gebieden met grote concentraties van intensieve veehouderijen (ammoniak-brongebieden)
- chemische monitoring van water- en bodemsamenstelling in geïsoleerde wateren op de pleistocene zandgronden en in kalkarme duinen
- biologische monitoring van flora en fauna van verschillende verzuringsstadia van oorspronkelijk zwak gebufferde en voedselarme milieus
- invloed van verzuring op oecosysteemprocessen.

#### *Proces- en modelonderzoek*

- de rol van ammoniak en ammonium in het verzuringsproces
- de invloed van verzuring op de kringloop van organisch materiaal
- gevolgen van verzuring voor de voedingsstoffen (koolstof, stikstof,

fosfaat, kalium)- en zwavelhuishouding

- mobilisatie van (zware) metalen en andere kationen.

#### *Experimenteel onderzoek*

- dosis-effect relatie van verschillende typen regenwater met betrekking tot biologische en chemische samenstelling van verschillende aquatische milieus (vennen en duinplassen)
- invloed van diverse factoren (zuurgraad, alkaliniteit, ammonium, zware metalen) op de groei en ontwikkeling van verschillende plant- en diersoorten.

#### *Archief- en literatuuronderzoek*

- veranderingen in flora, fauna en waterkwaliteit van zwak gebufferde en voedselarme wateren.

Dit veelomvattende onderzoeksprogramma heeft ten doel om de effecten van zure, zwavel- en stikstofhoudende neerslag op de structuur en het functioneren van aquatische oecosystemen te beschrijven. Deze tussentijdse rapportage geeft een beeld van de onderzoeksstrategie en de resultaten van de verschillende deelonderzoeken. Een synthese van de resultaten op oecosysteemniveau is in deze fase van het onderzoek nog niet geheel mogelijk.

## 2.2. METHODEN VAN ONDERZOEK

Om een goed gefundeerd beeld te krijgen van de invloed van verzurende depositie op aquatische oecosystemen is een uitgebreid onderzoek op vele niveaus noodzakelijk. Hierbij is gekozen voor een oecosysteembenadering waarbij de problemen vanuit verschillende invalshoeken worden bestudeerd. Dit houdt in dat de gevolgen van zure, zwavel- en stikstofhoudende neerslag op alle niveaus die van belang zijn voor de structuur en het functioneren van oecosystemen worden bestudeerd. Een geïntegreerde aanpak maakt het mogelijk om de vraagstelling te benaderen op basis van veld-, proces-, experimenteel en historisch onderzoek. Binnen het kader van het "zure regen"-onderzoek vormt het veldwerk een belangrijk onderdeel. Dit bestaat voornamelijk uit het verzamelen van de neerslag op diverse locaties en het inventariseren en bemonsteren van de wateren. Op het laboratorium worden de verzamelde monsters verwerkt en/of geanalyseerd. De resultaten hiervan vormen het basismateriaal waarmee verder gewerkt wordt. De interpretatie van deze veldwaarnemingen leidt slechts tot correlatieve verbanden en geeft tendensen aan. Hiermee worden aanwijzingen verkregen voor factoren die mogelijk een belangrijke rol spelen bij de geconstateerde veranderingen in het veld. Het is duidelijk dat veldonderzoek alleen geen causale verbanden geeft tussen verzurende depositie en veranderingen in het aquatische milieu. Alleen een experimentele benadering maakt het mogelijk om oorzaak - gevolg relaties aan te geven. De op veldwaarnemingen gebaseerde hypothesen moeten worden getoetst met behulp van experimenten die op het laboratorium onder gecontroleerde omstandigheden worden uitgevoerd. Voor dit onderzoek is gebruik gemaakt van een benadering die gebaseerd is op de hieronder vermelde experimentele niveaus.

### - oecofysiologisch onderzoek

Met behulp van kweekexperimenten wordt de invloed van verschillende chemische parameters op de groei en ontwikkeling van waterplanten, vissen en amfibieëneieren en -larven bestudeerd.

### - voedingsstoffenopname van waterplanten onder verschillende omstandigheden

### - fysiologisch onderzoek aan vissen

### - berekeningsexperimenten

Met behulp van nagebootste mini-oecosystemen wordt de dosis-effect relatie bestudeerd van regenwater van verschillende kwaliteit op de vegetatie en waterkwaliteit.

Daarnaast wordt met behulp van kolomexperimenten procesmatig onderzoek verricht waarbij functionele aspecten van fysische en biochemische processen worden bestudeerd zoals voedingsstoffenhuishouding, mobilisatie van metalen, microbiële activiteit en verzuring door ammonium.

Een meer uitgebreide, methodologische beschrijving van de verschillende onderzoeksniveaus staat in de betreffende hoofdstukken. De resultaten van de experimentele benaderingen worden geëxtrapoleerd naar en vergeleken met de veldsituatie. Op deze manier kunnen causale verbanden worden aangegeven tussen neerslagsamenstelling, waterkwaliteit, chemische processen en het vóórkomen van flora en fauna. Deze onderzoeksstrategie vormt de basis voor de resultaten en conclusies die in dit interimrapport worden gepresenteerd.

### 3. DE INVLOED VAN VERZURENDE VERBINDINGEN OP OPPERVLAKTEWATER

#### 3.1. GEVOELIGE GEBIEDEN

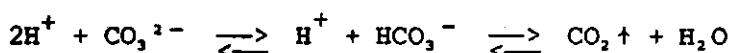
Alvorens tot een beschrijving van de gevoelige gebieden over te gaan, wordt een korte toelichting gegeven op processen die van invloed zijn op de chemische samenstelling van oppervlaktewateren en natuurlijke buffersystemen.

Bij talrijke fysische en (bio)chemische processen komen zuren en basen vrij die de samenstelling van oppervlaktewater beïnvloeden. Voor aquatische oecosystemen zijn met name de interacties tussen bodem, water en atmosfeer van belang. In veel ongestoorde, zwak gebufferde en voedselarme wateren zijn calcium, magnesium en natrium de belangrijkste kationen, terwijl chloride en (bi)carbonaat de dominante anionen vormen. Onder natuurlijke omstandigheden zijn vooral de geologie en hydrologie bepalend voor de chemische samenstelling van oppervlaktewater. Ook luchtverontreiniging heeft gedurende de laatste decennia in diverse gebieden van de aarde een grote invloed op de samenstelling van het water. Als gevolg van de verzurende depositie wordt in veel oppervlaktewateren het (bi)carbonaat vervangen door sulfaat, terwijl relatief kleine veranderingen optreden in de relatieve concentraties van kationen (Henriksen, 1980 en 1982; zie ook paragraaf 3.3.1.)

Higler (1984) beschrijft dat in Nederland bijna alle oppervlaktewateren direct of indirect gevoed worden met regen, sneeuw of hagel. Deze natte depositie komt rechtstreeks in het water via bovengrondse afstroming of via het grondwater. Een groot deel van de zure, zwavel- en stikstofhoudende neerslag komt zo in de een of andere vorm in ons oppervlaktewater terecht. Bovendien kan droge depositie van luchtverontreiniging plaatsvinden. Deze droge depositie vormt over het algemeen een grotere bijdrage dan de natte depositie. Van Aalst (1984) vermeldt dat ongeveer 65% van de verzurende depositie wordt afgezet in de vorm van droge depositie. Een ander belangrijk gegeven is dat de neerslag in ons land naast potentieel verzurende componenten (zwavelzuur, salpeterzuur en ammonium) grote hoeveelheden voedingsstoffen (stikstof, fosfor en kalium) bevat (van Aalst, 1984; van Aalst & Diederer, 1983; Franzen, 1984). In paragraaf 3.2. wordt aangetoond dat de depositie van verzurende componenten en voedingsstoffen grote locale en regionale verschillen vertoont. Bij het aangeven van gebieden die gevoelig zijn voor zwavel- en stikstofhoudende depositie is dus zowel het kwalitatieve als

kwantitatieve aspect van de verzurende en bemestende depositie van belang.

De mate van gevoeligheid voor verzurende componenten wordt bij aquatische oecosystemen primair bepaald door de aanwezigheid van neutraliserende en/of bufferende stoffen in het water en de bodem. In oppervlaktewateren werken alle zuurrestionen van zwakke zuren en veel organische stoffen neutraliserend. Vanuit kwantitatief oogpunt bekeken, wordt het zuur neutraliserende vermogen van natuurlijke systemen vrijwel volledig bepaald door het carbonaat-bicarbonaat buffersysteem. In dystrofe wateren of zure systemen met een pH lager dan 5,5 kunnen ook organische stoffen (humuszuren) en aluminiumcomplexen een belangrijke bijdrage leveren aan de buffercapaciteit. Bij het (bi)carbonaat buffersysteem zijn de volgende reacties van belang:

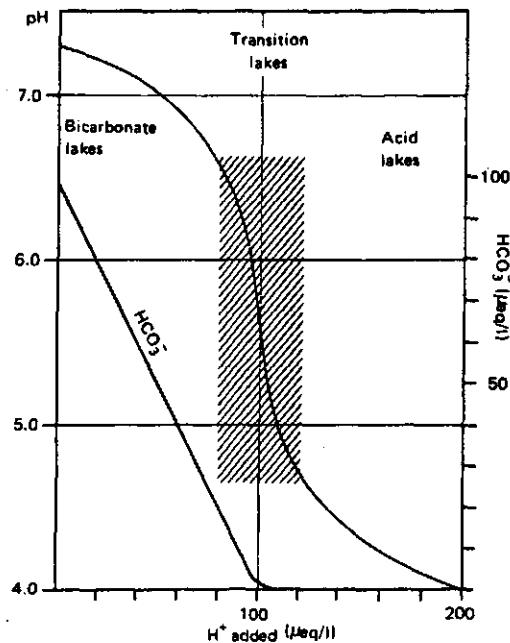


Door toevoegen van  $\text{H}^+$ -ionen verschuiven de evenwichten naar rechts. Dit kan uiteraard voortgaan zolang  $\text{CO}_3^{2-}$ - of  $\text{HCO}_3^-$ -ionen aanwezig zijn in het water. De buffercapaciteit of alkaliniteit van een systeem wordt meestal acidimetrisch bepaald en daarom gedefinieerd als de hoeveelheid sterk zuur die nodig is om het water vanaf zijn oorspronkelijke pH-waarde te titreren tot het  $\text{H}_2\text{CO}_3$ -equivalentiepunt (pH = 4,2). Stumm & Morgan (1970) stellen dat de pH bij het  $\text{H}_2\text{CO}_3$ -equivalentiepunt bij benadering de drempelwaarde is voor een goed verloop van veel biochemische processen. Deze auteurs beschouwen de alkaliniteit dan ook als maat voor de maximale capaciteit van natuurlijk water om zure verbindingen te neutraliseren, zonder dat daarbij extreme verstoringen van de biologische activiteit optreden. Uit talrijke onderzoeken is echter duidelijk geworden dat ook al bij hogere pH-waarden grote structurele en functionele veranderingen optreden in aquatische oecosystemen. Het zal duidelijk zijn dat de alkaliniteit van groot belang is voor de bepaling van de gevoeligheid van oppervlaktewater voor verzuring.

Henriksen (1980) beschouwt antropogene verzuring van oppervlaktewater als een continu proces dat vergelijkbaar is met een titratie van een (bi)carbonaatoplossing met sterk zuur. De primaire verwerking zorgt hierbij voor het (bi)carbonaat en de atmosferische deposities voor zuren of potentieel verzurende stoffen. Deze auteur neemt aan dat geen netto  $\text{H}^+$ -productie plaatsvindt in het systeem.

Figuur 1 toont een titratiecurve voor een oplossing met een initiële

bicarbonaatconcentratie van  $100 \mu\text{eq.l}^{-1}$ . Het verloop van de pH-curve is illustratief voor het verzuringsproces. In deze curve zijn een drietal stadia te onderscheiden. Tijdens het eerste stadium neemt als gevolg van het toevoegen van zuur de alkaliniteit af, terwijl het resterende bicarbonaatgehalte voldoende is om het water te bufferen tot een pH boven 5,5 (bicarbonaathoudende wateren). Indien het bicarbonaat buffersysteem vrijwel verdwenen is (overgangswateren), resulteren reeds kleine zuurtoevoegingen in grote fluctuaties van de zuurgraad. Met name tijdens dit stadium kunnen grote (a-)biotische veranderingen optreden in oppervlaktewateren. Tijdens het eindstadium van het verzuringsproces is alle buffercapaciteit verdwenen en blijft de pH continu beneden een waarde van 4,5 (zure wateren). In deze wateren nemen de metaalconcentraties (vooral aluminium, ijzer en mangaan) toe en treden andere buffersystemen in werking.



Figuur 1. Titratiecurve voor een bicarbonaatoplossing met een initiële concentratie van  $100 \mu\text{eq. l}^{-1}$ .

Bron: Henriksen (1982).

De sterke afname van de pH bij lage bicarbonaatconcentraties verklaart dat veel pH-frequentieverdelingen bimodiaal zijn (zie paragraaf 3.3.1.). De titratiecurve voor bicarbonaat toont de pH-veranderingen van een systeem met een bepaalde buffercapaciteit dat wordt blootgesteld aan



verzurende depositie. Systemen met verschillende alkaliniteiten volgen weliswaar andere, doch vergelijkbare titratiecurven. De zuurgraad van een aquatisch oecosysteem wordt dus volgens Henriksen (1980) bepaald door de oorspronkelijke alkaliniteit en de totale hoeveelheid verzurende depositie. Voor Scandinavische landen is deze veronderstelling reëel omdat daar de meeste meren en rivieren een ondergrond van graniet of basalt met een dunne en weinig reactieve sedimentlaag bezitten. Men dient er echter voor de Nederlandse situatie rekening mee te houden dat, onder invloed van zuur, kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) uit het sediment kan oplossen en (bi)carbonaat of koolzuur vrijkomt. Het kalkgehalte van de bodem, de uitwisselingscapaciteit tussen bodem en water, de zuurgraad van het (bodem-)water en de mate van biochemische verwerking zijn dus eigenlijk medebepalend voor de totale potentiële buffercapaciteit van een systeem. Uiteraard zijn ook oppervlakte/volume ratio's, hydrologie, vegetatiesamenstelling en het beheer van systemen bepalend voor de potentiële buffercapaciteit. Veel Nederlandse wateren zijn ondiep, vrijwel volledig afhankelijk van hemelwater en vallen in de zomer geheel of gedeeltelijk droog. Onder dergelijke omstandigheden zal ook oxidatie van organisch materiaal invloed hebben op de pH en buffercapaciteit van het water (zie o.a. paragraaf 3.3.4.).

Eerder is al opgemerkt dat een verlaging van de alkaliniteit pas in een wezenlijke daling van de pH resulteert indien het omslag- of equivalentiepunt bereikt wordt. Dit betekent dat in wateren met een alkaliniteit van  $0,1 \text{ meq.l}^{-1}$  de situatie gevaarlijk begint te worden. Bij het definiëren van gevoelige gebieden moet men echter niet alleen rekening houden met de bovengenoemde factoren maar ook met het tijdsaspect van verzuringsprocessen. De potentiële buffercapaciteit kan immers over een lange periode geleidelijk afnemen. Een water kan dus al verzuren zonder zuur te zijn.

Op dit moment zijn slechts weinig gegevens over dosis-effect relaties beschikbaar voor de Nederlandse situatie. Higler (1984) vermeldt terecht dat het niet mogelijk is de verzuring van water precies te berekenen uit de hoeveelheid potentieel verzurende componenten in de depositie. De in paragraaf 3.3.2. beschreven berekeningsexperimenten geven na beëindiging mogelijk een beter inzicht in deze problematiek. Voorzichtigheidshalve kan toch gesteld worden dat in ieder geval wateren met een alkaliniteit van  $1 \text{ meq.l}^{-1}$  of minder gevoelig zijn voor verzuring. Uit historische gegevens betreffende de chemische samenstelling

van enkele wateren en berekeningen van de oorspronkelijke alkaliniteit vanuit de calcium- en magnesiumconcentratie blijkt echter dat ook wateren met een hogere alkaliniteit al buffercapaciteit verloren hebben (zie paragraaf 3.3.1.).

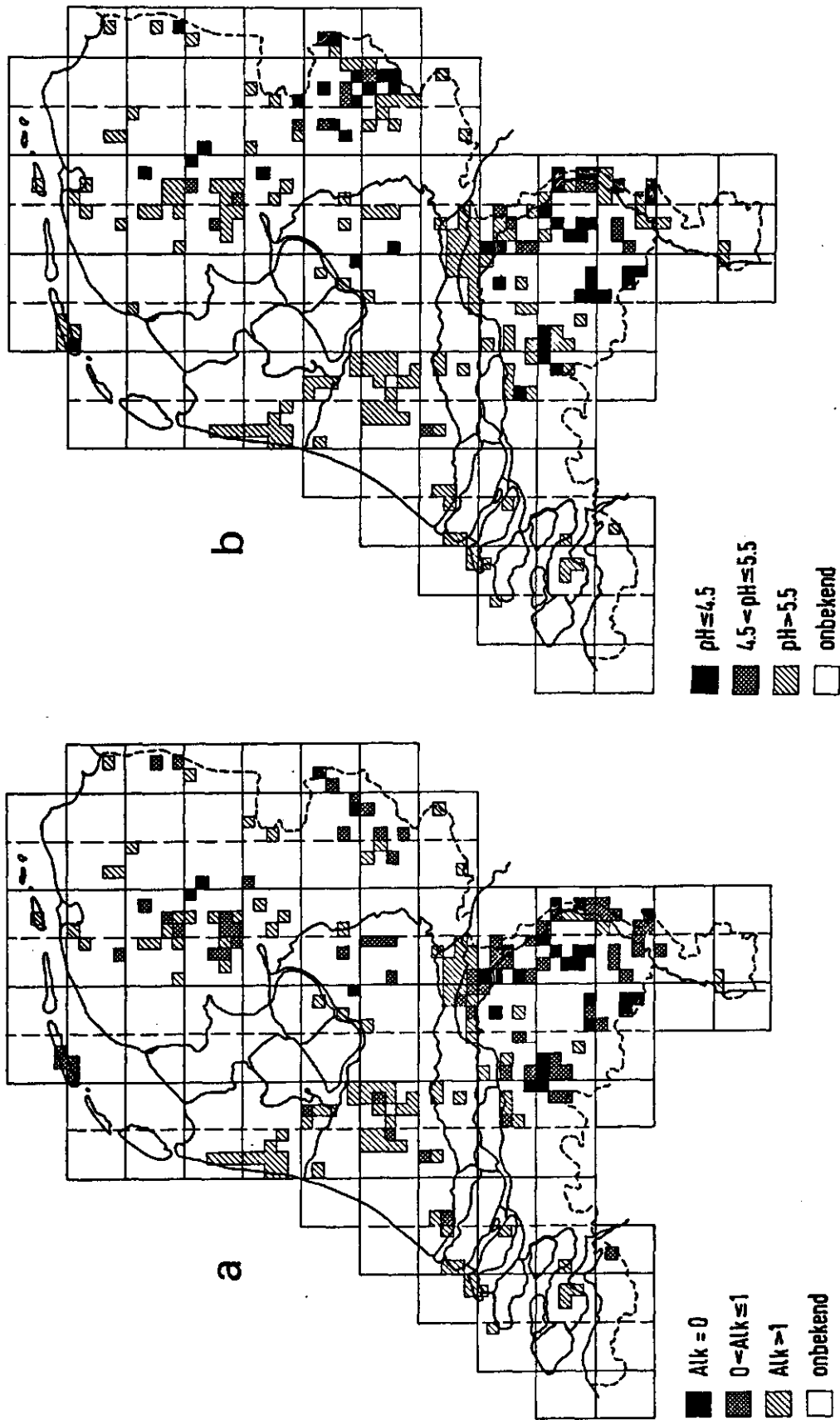
Gevoelige wateren worden in Nederland aangetroffen op kalkarme, uitgeloopte minerale bodems. Het betreft hier vooral vele kleinere wateren zoals vennen, plassen, duinmeren en beken.

Sinds 1978 zijn door medewerkers van het laboratorium voor Aquatische Oecologie meer dan duizend oppervlaktewateren onderzocht op de chemische samenstelling. De gegevens betreffende de zuurgraad en alkaliniteit van de wateren zijn samengevat in figuur 2. Per uurhok (5 x 5 km) is steeds de minimale pH of alkaliniteit weergegeven. Figuur 2a toont dat de uurhokken met gevoelige wateren (alkaliniteit  $\leq 1 \text{ meq.l}^{-1}$ ) zijn gelocaliseerd in het zuiden, midden en oosten van ons land en op Terschelling. Figuur 2b laat zien dat in deze gebieden veel zwak tot sterk zure wateren voorkomen.

Kalkarme en minerale zandbodems zijn over het algemeen ook voedselarm. Dit betekent dat deze bodems gevoelig zijn voor de bemestende invloed van de neerslag. Met name in systemen met N-limitatie (sommige duin- en heidegebieden) kan de huidige stikstofdepositie sterk eutrofiërend werken. Ook fosfor en kalium kunnen de beperkende factoren zijn in aquatische milieus. Locaal en regionaal verhoogde P- en K-deposities (zie paragraaf 3.2.3.) kunnen vooral in deze systemen een bemestende invloed hebben.

Samenvattend mag gesteld worden dat vooral wateren op de uitgeloopte, kalk- en voedselarme zandgronden gevoelig zijn voor zure, zwavel- en stikstofhoudende neerslag. Deze gebieden zijn vooral gelocaliseerd op de pleistocene zandgronden in het zuiden, midden en oosten van Nederland en de duinen ten noorden van Bergen. In figuur 3 wordt een overzicht gegeven van de potentieel gevoelige gebieden. Bij het afbakenen van deze gebieden is gebruik gemaakt van de gegevens uit figuur 2 en de bodemkaart van Nederland.

In de gearceerde gebieden is niet alleen verzuring en/of verrijking van oppervlaktewateren waargenomen, maar ook een omvangrijke vergrassing van de heide, een slechte conditie van de bossen en een sterke achteruitgang van talrijke hogere plantesoorten en korstmossen (den Boer & Bastiaens, 1984; van Dobben & van Dam, 1984; Roelofs et al., 1984). Indien depositiegegevens voor Nederland (zie van Aalst, 1984) vergeleken worden



Figuur 2 a, b. De minimale alkaliniteit (Alk) en zuurgraad (pH) voor oppervlaktewateren in diverse uurhokken. Alle metingen zijn uitgevoerd in de periode 1978-1984. Voor de uurhokken-indeling wordt verwezen naar de inventarisatie-atlas voor flora en fauna in Nederland van S.B.B. (1981).

met die van figuur 3, dan blijkt dat in veel gevoelige gebieden een hoge depositie van potentieel verzurende componenten is waargenomen. Opmerkelijk is dat in en rond de gevoelige gebieden een extreem hoge ammoniakemissie plaatsvindt (Buysman, 1984). Van Aalst (1984) geeft aan dat deze ammoniakemissie gepaard gaat met een evenredige ammoniumdepositie omdat zowel ammoniak als de volgproducten een relatief korte verblijftijd in de atmosfeer hebben (zie ook paragraaf 3.2. en 3.3.). Hierdoor zullen zich vooral locale en regionale effecten manifesteren.



Figuur 3. Gebieden die gevoelig zijn voor zure, zwavel- en stikstofhoudende neerslag.

Een landelijk emissie-plafond voor ammoniak geeft derhalve geen enkele garantie voor een verbetering van de water- en bodemkwaliteit. Alleen regionale normstellingen voor ammoniakemissies zullen daadwerkelijk resultaat opleveren.

Om tot reële normstellingen voor de belasting van aquatische oecosystemen met zure en ammoniumsulfaathoudende neerslag te komen, worden

momenteel diverse berekeningsexperimenten uitgevoerd en de dosis-effect relaties in een aantal nagebootste oecosystemen bestudeerd (zie paragraaf 3.3.2.). De definitieve resultaten van deze experimenten geven wellicht een beter inzicht in de effecten van verschillende typen neerslag op aquatische milieus. Hierdoor is het mogelijk om gevoelige gebieden en drempelwaarden voor verzurende componenten beter te definiëren.

Tenslotte kan worden vermeld dat verzurende depositie ook op een geheel andere wijze het milieu kan beïnvloeden. In kalkhoudende duinen of bekalkte landbouwgebieden kunnen als gevolg van zure neerslag grote hoeveelheden carbonaten oplossen en afstromen naar oppervlaktewateren. Hierdoor neemt de alkaliniteit van het water toe. Voor veengebieden is aangetoond dat waterverharding nadelige gevolgen heeft voor de waterkwaliteit en de aanwezige flora en fauna (Schuurkes & Roelofs, 1983).

### 3.2. NEERSLAGKWALITEIT

Zoals reeds eerder vermeld, gaat de kwaliteit van het milieu de laatste tientallen jaren sterk achteruit. Vooral in gevoelige gebieden met kalk- en voedselarme milieus daalt de landschappelijke en natuurwetenschappelijke waarde van de omgeving door water- en bodemverzuring, sterfte van naaldhoutopstanden en vergrassing van heidegebieden. Eén van de regio's waarin deze problematiek zeer duidelijk aanwezig is, is het Peelgebied in oostelijk Brabant en Noord-Limburg.

Van Aalst (1984), Buysman (1984) en KNMI/RIV (1983) geven aan dat in het Peelgebied de depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen een maximum bereikt.

Plaatselijk treden sterk verhoogde ammoniumconcentraties in het regenwater op als gevolg van  $\text{NH}_3$ -emissies door de activiteiten van intensieve veehouderijen. In brongebieden blijkt  $\text{NH}_3$  een merkbare invloed te hebben op de samenstelling van het regenwater. De totale stikstof- en zuurdepositie blijken het hoogst te zijn in het Peelgebied.

Tabel 1 toont de natte depositie van enkele componenten in een aantal Europese landen.

Tabel 1. Natte depositie ( $\text{mol. ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ ) van zure, zwavel- en stikstofhoudende verbindingen in enkele NW-Europese landen.

	$\text{H}^+$	$\text{NH}_4^+$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{NO}_3^-$	potentieel zuur
Nederland (1978-82)	326	871	564	468	2068
noord Engeland (1982)	478	228	258	204	934
zuid Noorwegen (1982)	652	390	338	390	1432

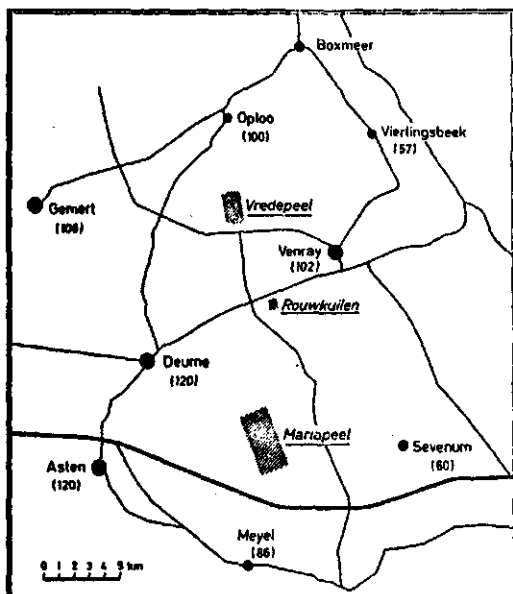
Bron: KNMI/RIV en Warren Spring Laboratory, Engeland.

Het is duidelijk dat ook op nationaal niveau de hoeveelheid ammoniumverbindingen in het regenwater die van andere Europese landen overtreft. In de landen ten noorden en westen van Nederland blijkt dat de verzurende invloed van de neerslag voor ruim de helft bepaald wordt door de direct verzurende werking van  $\text{H}^+$ -ionen; in Nederland is het aandeel van ammonium als verzurende component meer dan 75%. De totale potentiële zure depositie ( $\text{H}^+$  en  $\text{NH}_4^+$  in de vorm van  $\text{SO}_4^{2-}$  en  $\text{NO}_3^-$ ) is in Nederland vergeleken met die in andere NW-Europese landen bijna tweemaal zo hoog. Dit blijkt vooral veroorzaakt te worden door de hoge depositie van ammoniak en ammonium in combinatie met de hoge depositie van  $\text{SO}_2$  en volgprodukten.

Uit de eerder aangehaalde rapporten kwam duidelijk naar voren dat er, wat betreft de depositie van zure en verzurende componenten in gebieden met veel bio-activiteiten, nog aanvullend onderzoek noodzakelijk is. Vooral een systematisch onderzoek naar locale en regionale effecten van  $\text{NH}_3$ -brongebieden op de depositie van verzurende en bemestende componenten is hierbij van groot belang. De resultaten van een dergelijk onderzoek kunnen bovendien bruikbaar zijn voor de vele instellingen die te maken hebben met ruimtelijke ordening, planologische besluitvorming, bestemmingsplannen en hinderwetvergunningen. Bovendien kan daardoor de vraag beantwoord worden of de versnippering van natuurgebieden temidden van vele intensieve veehouderijen leidt tot een extra belasting van bossen, heide- en heidevenmilieus van de voedsel- en kalkarme gronden.

### 3.2.1. Samenstelling van de neerslag in het Peelgebied

Het bovenstaande vormde de aanleiding tot het verrichten van onderzoek naar de kwaliteit van de neerslag op verschillende plaatsen in het Peelgebied op de grens van Noord-Brabant en Limburg. Een situatieschets wordt gegeven in figuur 4. De keuze van de plaatsen werd in eerste instantie bepaald door de kwaliteit van het natuurlijke milieu zoals naaldbomen, heide, water en bodem. Daarnaast speelde de ligging t.o.v.  $\text{NH}_3$ -brongebieden zoals grote veehouderijen en mestakkers op locale en regionale schaal een grote rol. Tevens werd rekening gehouden met de windrichting; de reden hiervoor was het opvallende feit dat in het Peelgebied de conditie van de bossen vooral slecht is op plaatsen ten noordoosten van grote concentraties intensieve veehouderijen (Janssen, 1982).



Figuur 4. Ligging van de onderzoeksgebieden. Tussen ( )  $\text{NH}_3$ -emissie in kg/ha/jaar volgens Buysman, 1984.

Gedurende de periode maart 1983 t/m maart 1984 werd de neerslag tweewekelijks opgevangen in zwarte polyethyleen potten en geanalyseerd. In deze zogenaamde open regenvangers werden ter fixatie enige druppels HgCl<sub>2</sub> toegevoegd. De invloed van licht en biochemische processen wordt hierdoor vermeden, zodat er geen veranderingen kunnen optreden in de chemische samenstelling van het regenwater.

De volgende locaties werden gekozen voor het plaatsen van de open regenvangers (zie ook tabel 2 en 4):

- 1 : op 100 m afstand van een kippenmesterij;
- 2 en 3 : langs drijfmestakkers nabij kippenmesterijen;
- 4 en 5 : langs een uitgestrekt gebied van met drijfmest bemest bouwland;
- 6 : achter een 500 m brede bosrand, op 500 m afstand van een concentratie kippenmesterijen;
- 7 : achter 1000 m bosrand, op 1000 m afstand;
- 8 : achter 1500 m bosrand, op 1500 m afstand;
- 9 : in de Mariapeel, waar binnen een straal van 2,5 km geen bio-activiteiten zijn (regionaal).

In tabel 2 zijn de gemiddelde concentraties van verzurende en bemestende componenten in het regenwater vermeld.

Tabel 2. De gemiddelde concentratie ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ ) van verzurende en bemestende stoffen in het regenwater in het Peelgebied (maart 1983 - maart 1984).

nr.	locatie	H <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	K <sup>+</sup>	mm
1	nabij kippenmesterij (< 100m)	23	496	202	80	14	86	645
2	kippenmesterij + drijfmestakker	67	242	118	60	5	43	757
3	" "	82	243	82	63	10	40	754
4	sterk bemest bouwland	24	286	145	66	12	46	728
5	" "	56	207	114	63	6	42	752
6	achter 500m bosrand	68	197	112	65	12	36	853
7	" 1000m "	138	157	70	59	8	42	851
8	" 1500m "	49	151	70	60	4	22	708
9	regionaal	123	183	101	67	9	27	754

Het is duidelijk dat bio-activiteiten in de vorm van kippenmesterijen, veestallen en drijfmestakkers leiden tot sterk verhoogde concentraties van ammonium in het regenwater. Buysman (1984) noemt veestallen en bemesting van het land twee belangrijke fasen in de emissie van



ammoniak; de ammoniumconcentraties in het regenwater zijn hiermee duidelijk gecorreleerd.

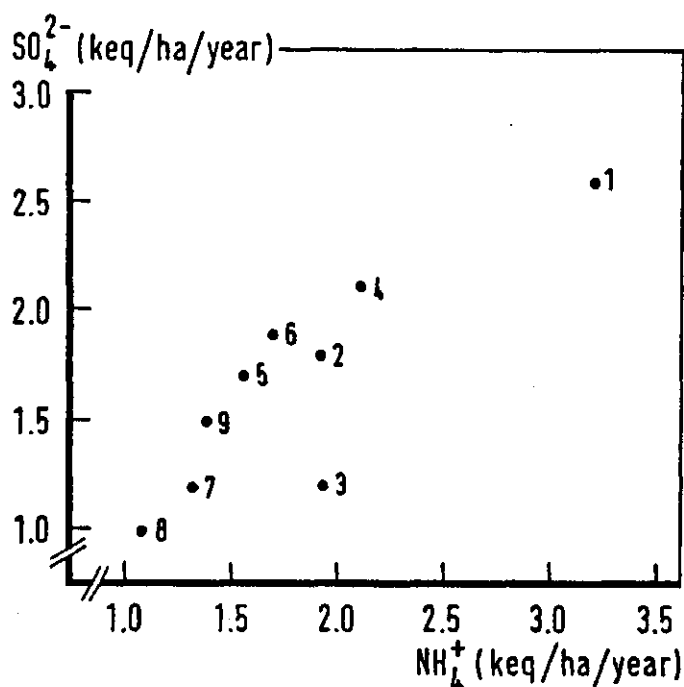
Uit tabel 2 blijkt tevens dat een toename van de ammoniumconcentratie in de neerslag gepaard gaat met vermindering van de zuurion ( $H^+$ )-concentratie. Naarmate de invloed van  $NH_3$  groter is, stijgt ook de pH en is het regenwater dus minder zuur (zie tabel 3). Van Aalst (1984) geeft hiervoor als oorzaak aan dat het ammoniak de sterke zuren (zwavel- en salpeterzuur) gedeeltelijk neutraliseert in het regenwater.

Tabel 3. De relatieve verdeling (%) van de pH-waarden van het regenwater op verschillende plaatsen in het Peelgebied.

plaats	n	3.0-4,0	4.0-5.0	5.0-6.0	6.0-7.0
kippenmesterij	24	4	0	25	67
drijfmestakker	74	11	39	33	17
regionaal	45	25	65	7	4

(n = aantal waarnemingen)

In het Peelgebied neutraliseert het ammoniak in hoofdzaak zwavelzuur, wat leidt tot verhoogde concentraties van ammonium en sulfaat in het regenwater. De regenwaterkwaliteit-gegevens tonen aan dat ammoniak vooral lokaal een sterke invloed heeft op de concentratie van ammonium; een toenemende  $NH_3$ -emissie leidt tot een verhoogde ammoniumsulfaat-concentratie in het regenwater. In figuur 5 wordt dit met behulp van natte depositie-gegevens verduidelijkt. De nitraatconcentratie wordt nauwelijks beïnvloed. Van Aalst en Diederens (1983) geven aan dat in het gehele onderzochte gebied de gemiddelde  $SO_2$ -concentratie in de atmosfeer  $25 \mu g/m^3$  is, zodat het aannemelijk is dat verschillen in de sulfaatconcentratie niet kunnen worden toegeschreven aan verschillen in  $SO_2$ -concentratie. Er bestaat dus een verband tussen het  $NH_3$ -gehalte in de atmosfeer ( $NH_3$ -emissie) en de depositie van ammonium en sulfaat. Van Dobben en van Dam (1983) laten echter eenzelfde verband zien met betrekking tot  $SO_2$ , op basis van 18 maanden meten op één plaats. In de praktijk echter zullen verhoogde concentraties van zowel  $NH_3$  als  $SO_2$  leiden tot een verhoogde depositie van ammoniumsulfaat. In gebieden met belangrijke  $SO_2$ -bronnen zal  $SO_2$  hierbij bepalend zijn; nabij  $NH_3$ -brongebieden zal dit ammoniak zijn, zoals hierboven is aangetoond.



Figuur 5. De relatie tussen de natte ammonium- en sulfaatdepositie (keq/ha/jaar). (nrs. 1 t/m 9 geven de volgorde aan van een afnemende invloed van bio-activiteiten; zie tabel 2 en 4.)

### 3.2.2. Depositie van zure en verzurende componenten

Om een idee te krijgen van de totale belasting van natuurgebieden en oppervlaktewateren is het noodzakelijk om de concentraties te vermenigvuldigen met de hoeveelheid natte depositie. Op deze manier kan de natte depositie van verschillende componenten via het regenwater per oppervlakte-eenheid berekend worden. Voor een verdere interpretatie van de neerslaggegevens wordt gebruik gemaakt van de natte depositie per hectare per jaar.

De natte depositie van verzurende componenten is berekend uit de depositie van  $H^+$  vermeerderd met tweemaal de depositie van  $NH_4^+$ . Hierbij wordt er vanuit gegaan dat het ammonium bij nitrificatie in bodem en/of water 2  $H^+$  ionen oplevert (v. Breemen et al., 1982). In feite moet hier dus gesproken worden van een potentieel verzurend effect, omdat het optreden van nitrificatie-processen afhangt van de fysisch-chemische samenstelling van het milieu.

De locale, extra-locale en regionale effecten van  $NH_3$ -bronnen op de depositie van zure en verzurende stoffen in  $NH_3$ -brongebieden verschillen duidelijk. In tabel 4 wordt de natte depositie van verschillende componenten per regenvanger vermeld. Locaal, op minder dan 100 m afstand van

kippenmesterijen, is de natte zuurdepositie het hoogst, nl. 6550 mol H<sup>+</sup>/ha/jaar. De extra-locale invloed, veroorzaakt door de combinatie van kippenmesterijen, drijfmestakkers en sterk bemest bouwland leidt tot een zuurdepositie van ca. 4000 mol H<sup>+</sup>/ha/jaar. Buiten deze locale en extra-locale invloeden is de zuurdepositie op meer dan 2,5 km afstand van bio-activiteiten nog altijd ca. 3700 mol H<sup>+</sup>/ha/jaar. Dit is een regionale invloed van de grote concentraties intensieve veehouderijen in de omgeving. De potentieel verzurende invloed is het grootst nabij NH<sub>3</sub>-emissiebronnen, hoewel de pH van het regenwater juist het hoogst (5 à 7) is. Hierdoor is de direct verzurende invloed van het regenwater op deze plaatsen het laagst.

Tabel 4. Natte depositie (mol. ha<sup>-1</sup>. jaar<sup>-1</sup>) van verzurende componenten op verschillende plaatsen in het Peelgebied.

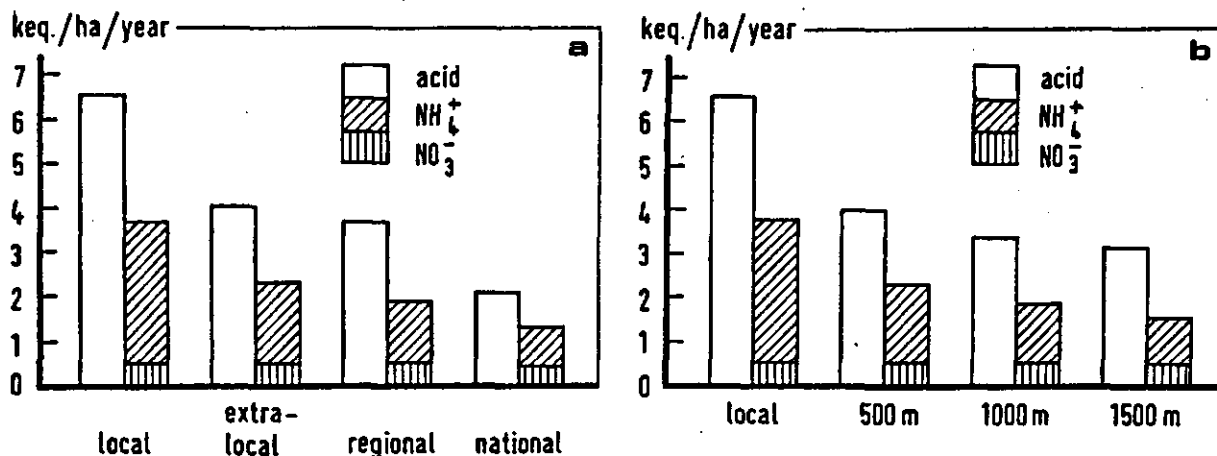
nr.	invloed	H <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	potentieel zuur
1	nabij kippenmesterij (< 100m)	150	3200	1300	520	6550
2	kippenmesterij + drijfmestakker	510	1830	890	450	4170
3	" "	370	1830	620	480	4030
4	sterk bemest bouwland	170	2080	1060	480	4330
5	" "	420	1560	860	470	3540
6	achter 500m bosrand	580	1680	960	550	3940
7	" 1000m "	700	1340	600	500	3380
8	" 1500m "	980	1070	500	430	3120
9	regionaal	930	1380	760	510	3690
	nationaal*	330	870	560	470	2070

\* Bron: KNMI/RIV., 1983

In het Peelgebied is de natte zuur- en stikstofdepositie gemiddeld 1,5 tot 2 maal zo hoog als het landelijk gemiddelde; dit kan plaatselijk echter oplopen tot een factor van meer dan 3 (zie figuur 6a).

De potentieel verzurende invloed van de neerslag in NH<sub>3</sub>-brongebieden blijkt vooral bepaald te worden door ammoniumsulfaat. De ammonium- (en sulfaat-) depositie en dus de potentieel verzurende invloed neemt toe, naarmate de afstand tot de NH<sub>3</sub>-bron kleiner wordt. De resultaten van de regenvangers 6, 7 en 8 tonen de rol van bosranden als bufferzone tussen een NH<sub>3</sub>-bron en de omgeving (zie figuur 6b). De natte depositie van zuur en stikstof neemt af naarmate de bosrand breder is, dus op grotere afstand van de emissiebron. Ook het aandeel van ammonium in de (potentiële) zuurdepositie neemt af.

Vergelijken we deze resultaten met die van figuur 6a dan wordt duidelijk dat dit het effect is van een "filterwerking" van het bos.



Figuur 6a. Natte depositie van potentieel zuur, ammonium en nitraat op verschillende plaatsen in NH<sub>3</sub>-brongebieden.

Figuur 6b. Invloed van de breedte van een bosrand op de natte depositie van enkele ionen.

De afname van de depositie kan niet alleen worden toegeschreven aan de grotere afstand omdat de regionale depositie zelfs hoger is. De hierboven beschreven filterende werking van een boszone houdt wel in dat op die plaatsen de bomen extra belast worden met afzettingen van NH<sub>x</sub>- en SO<sub>x</sub>-verbindingen. De gevolgen hiervan voor bosconditie en bodemkwaliteit worden beschreven door van Breemen et al. (1982) en Roelofs et al. (1984).

Van Aalst (1984) geeft aan dat de totale depositie van verzurende componenten circa het drievoudige is van de natte depositie. Buysman (1984) vermeldt dat ook de droge depositie van ammoniak een verzurend effect heeft omdat door de depositie van ammoniak en zwaveldioxide eveneens ammoniumsulfaat gevormd kan worden. Voor de totale verzurende belasting van het milieu moet dus rekening gehouden worden met de totale depositie van ammoniak en volgprodukten. Daar NH<sub>3</sub> echter snel in de atmosfeer wordt omgezet, zal het relatieve aandeel van de droge depositie van NH<sub>3</sub> in de totale zuurdepositie afhangen van de afstand tot de ammoniakbron. De door ons verrichte metingen wijzen dan ook in deze richting. In de periode oktober 1983 t/m maart 1984 is op verschillende plaatsen in het Peelgebied zowel de natte als de totale depositie van een aantal componenten bepaald.

De totale depositiegegevens gelden hierbij voor een nat oppervlak.  
Enkele resultaten staan in tabel 5.

Tabel 5. De verhouding tussen de totale\* en natte depositie van ammonium en sulfaat op verschillende afstand van een NH<sub>3</sub>-emissiebron.

afstand tot NH <sub>3</sub> -emissiebron	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
< 500 m	2.8	2.4
> 2500 m	1.2	.-

\* op een nat oppervlak

Het is duidelijk dat de verhouding tussen totale en natte depositie van NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nabij NH<sub>3</sub>-bronnen inderdaad ca. 3 is; op grote afstand is deze verhouding echter ongeveer 1. Dit houdt in dat het aandeel van de droge depositie (volgens van Aalst, 1984, voor 70% bepaald door NH<sub>3</sub>) alleen dichtbij brongebieden kwantitatief een grote rol speelt. Hoewel deze onderzoeksresultaten niet als maatgevend beschouwd kunnen worden, is het duidelijk dat op grotere afstand van brongebieden het aandeel van de droge depositie van NH<sub>x</sub>-verbindingen (voornamelijk als NH<sub>3</sub>) in de totale depositie sterk afneemt. Bij het berekenen van de totale verzurende depositie uit natte depositiegegevens mag dus niet zonder meer gebruik gemaakt worden van de factor 3. Als maximum is dit getal wel goed bruikbaar.

Wanneer wordt uitgegaan van de gegevens van tabel 4 en een totale zuurdepositie die 3 maal zo hoog is als de natte zuurdepositie, kan in NH<sub>3</sub>-brongebieden zoals de Peel, de totale potentiële zuurdepositie plaatselijk oplopen tot 12 à 20 kmol H<sup>+</sup>/ha/jaar (zie ook tabel 6).

### 3.2.3. Depositie van bemestende stoffen

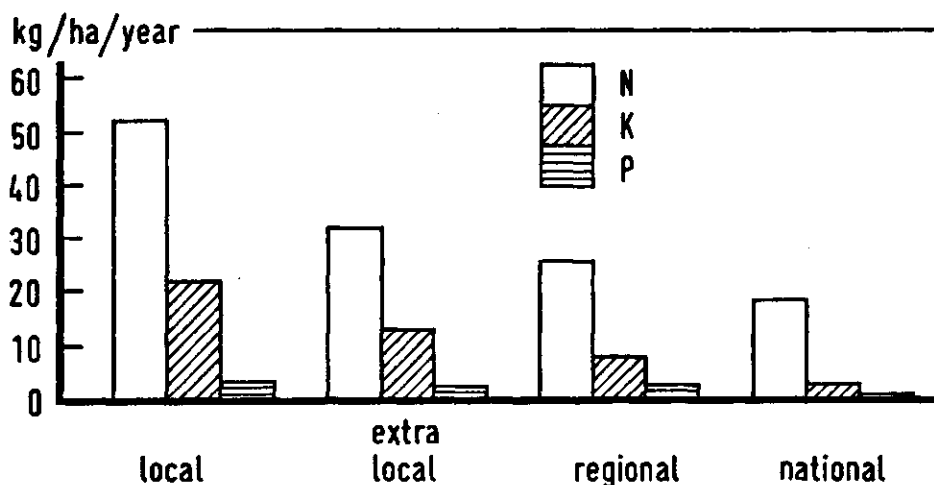
Op de zandgronden in het zuiden en oosten van ons land, waaronder het Peelgebied, wordt de natuurlijke en landschappelijke waarde van het milieu van oorsprong bepaald door de voedselarmoede. Verhoging van de beschikbare hoeveelheid voedingsstoffen kan met name in deze situatie leiden tot een sterke verstoring van het natuurlijk milieu. Daarom is het van belang om de depositie van bemestende stoffen als N, P en K vanuit de atmosfeer te bepalen.

Uit het vorige hoofdstuk is duidelijk naar voren gekomen dat opslag

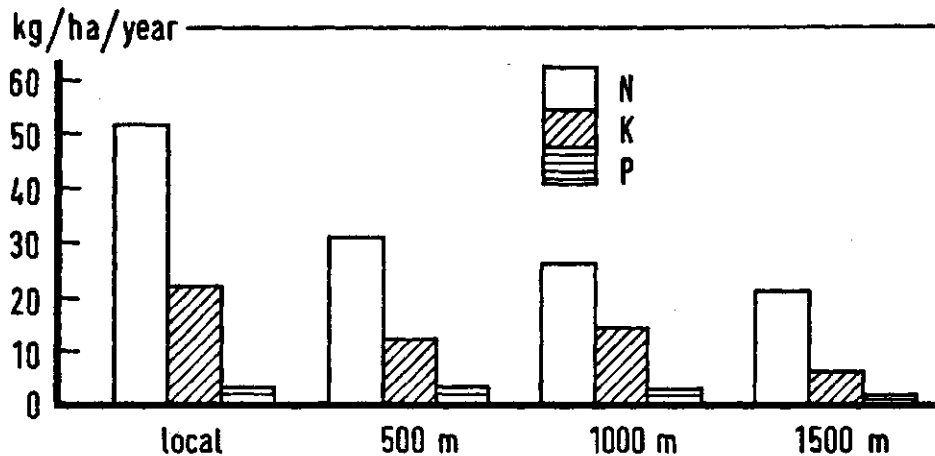
van mest in stallen met ventilatie en het dumpen van mest op bouwland leiden tot sterk verhoogde concentraties van stikstof en verzurende componenten in het regenwater. De depositie van deze stoffen in nabij gelegen voedsel- en kalkarme natuurgebieden is dan ook bijzonder hoog. De oorzaak hiervan is stikstofrijke drijfmest van mestvarkens en pluimvee, welke leidt tot een sterke  $\text{NH}_3$ -emissie. Het is bekend dat de geproduceerde en gebruikte mest eveneens rijk is aan fosfaten en kalium. Vooral de drijfmest afkomstig van varkens en pluimvee is rijk aan stikstof en fosfor, terwijl pluimveemest ook grote hoeveelheden kalium bevat (Janssen, 1982). Emissie van stikstofverbindingen afkomstig van mest en drijfmest zal daarom ongetwijfeld samengaan met een hogere fosfor- en kaliumemissie, gevolgd door een hoge depositie nabij brongebieden.

In de figuren 7 en 8 worden de meetresultaten van de regenvangers, als vermeld in tabel 2, met betrekking tot bemestende componenten weergegeven. Het is duidelijk dat stikstof- en kaliumdepositie via het regenwater eenzelfde lijn vertonen. Nabij  $\text{NH}_3$ -brongebieden is zowel de stikstof- als de kaliumdepositie het hoogst (resp. 52 en 22 kg/ha/jaar); in de omgeving van met drijfmest bemeste cultuurgrond is dit circa 33 kg N en 13 kg K. De depositie neemt ook hier sterk af naarmate een bosrand als bufferzone breder wordt. Voor fosfor geldt dat de invloed van bio-activiteiten leidt tot een hoge P-depositie in het Peelgebied, namelijk tussen 1,5 en 2,8 kg P/ha/jaar.

Het blijkt dat regionaal de natte depositie van N, K en P resp. 26, 8 en 2,5 kg/ha/jaar bedraagt. De landelijke gemiddelde waarden zijn resp.



Figuur 7. Natte depositie (kg/ha/jaar) van bemestende stoffen op verschillende plaatsen in  $\text{NH}_3$ -brongebieden.



Figuur 8. Invloed van de breedte van een boszone nabij een NH<sub>3</sub>-emissiebron op de natte depositie (kg/ha/jaar) van bemestende stoffen.

19, 1 à 3 en 0,2 kg/ha/jaar (KNMI, 1981 en 1983). De totale (nat + droog) depositie van stikstof kan nabij NH<sub>3</sub>-brongebieden oplopen tot circa 90 à 150 kg N/ha/jaar. De droge depositie van P is volgens van Aalst (1984) vermoedelijk laag zodat plaatselijk de totale depositie minimaal 1,5 - 2,8 kg P/ha/jaar is. Voor kalium zijn hierover geen gegevens bekend. Ondanks het feit dat de bemesting door kalium en fosfaat vanuit de lucht vergeleken met die van stikstof gering is, zal de verstoren van het milieu door deze bemestende stoffen aanzienlijk zijn. Belasting met zowel N, K als P heeft tot gevolg dat voor de groei van planten een beperkende factor in het voedingsstoffenaanbod kan verdwijnen. Hierdoor kunnen snelgroeiende soorten, zoals vele grasachtigen, zich sterk uitbreiden ten koste van de langzaamgroeiende, persistente vegetatie van de voedselarme zandgronden (Roelofs et al., 1984; Heil & Diemont, 1983). Het aquatische milieu zal op een vergelijkbare manier belast worden, maar ook hier zijn eutrofiëringsverschijnselen ongewenst.

Concluderend kan worden gesteld dat de depositie van bemestende en potentieel verzurende verbindingen in het Peelgebied verontrustend hoog is (zie tabel 6). De oorspronkelijke, karakteristieke voedsel- en kalkarme milieus op de zandgronden worden hierdoor ernstig bedreigd. Vooral op korte afstand van bio-activiteiten blijkt de belasting reeds rampzalig te zijn voor het milieu.

De versnippering van natuur- en bosgebieden in de Peel, plaatselijke

concentraties van intensieve veehouderijen, en de aanwezigheid van bio-activiteiten langs of op korte afstand van bos- en heidemilieus leiden tot een extra belasting door depositie van verzurende en bemestende stoffen vanuit de lucht. De aanwezigheid van een bosrand nabij een ammoniak-emissiebron leidt plaatselijk tot een vermindering van de natte depositie van diverse componenten, hoewel juist op deze manier de boszone ernstig wordt belast.

Tabel 6. Locale en regionale natte depositie van bemestende stoffen en potentieel zuur in NH<sub>3</sub>-brongebieden.

	kmol/ha/jaar		kg/ha/jaar		
	potentieel zuur	N	N	K	P
locaal	4.0-6.6	2.0-3.7	28-52	12-22	1.2-2.8
regionaal	3.7	1.9	26	8	2.5
nationaal	2.1	1.3	19	1-3	0.2

locaal : nabij kippenmesterij en/of sterk bemest bouwland;

regionaal: op > 2,5 km afstand van bio-activiteiten;

nationaal: herleid uit KNMI/RIV., 1981 en 1983.



### 3.3 EFFECTEN VAN ZURE EN AMMONIUMSULFAATHOUDENDE NEERSLAG OP DE KWALITEIT VAN HET AQUATISCHE MILIEU

#### 3.3.1. Veranderingen in de chemische samenstelling van zwakgebufferde wateren

In de Verenigde Staten, Canada, Scandinavië en centraal-Europa zijn talrijke oppervlaktewateren recentelijk verzuurd (Drabløs & Tollan, 1980; Johnson, 1982; Overrein et al., 1981). Vooral in Noorwegen en Zweden is de verzuringsgeschiedenis van meren en rivieren goed bestudeerd en blijken de veranderingen in waterkwaliteit sterk gecorreleerd te zijn met de neerslagsamenstelling. Voor de Nederlandse situatie zijn de veranderingen in de chemische samenstelling van zwak gebufferde en voedselarme oppervlaktewateren nog slecht gedocumenteerd. Er zijn weinig gegevens beschikbaar over de interrelaties van fysische en chemische parameters in verzurende systemen. Om meer inzicht te krijgen in deze problematiek en ter voorbereiding van experimenteel onderzoek, zijn gedurende 1983 en 1984 een groot aantal zwak gebufferde systemen ( $n = 187$ ; alkaliniteit  $\leq 2 \text{ meq.l}^{-1}$ ) onderzocht op de chemische samenstelling van het water. Tevens is literatuur- en archiefonderzoek verricht om van deze wateren chemische data uit het verleden te verzamelen. Alle onderzochte wateren bevinden zich in de kalkarme duinen op Terschelling of op de minerale zandgronden in het zuiden, midden en oosten van Nederland. In paragraaf 3.1. is al beschreven dat met name deze gebieden gevoelig zijn voor de verzurende en bemestende invloed van de huidige depositie. Veel onderzochte wateren werden rond 1950 gedomineerd door ondergedoken waterplanten uit het oeverkruidverbond. In paragraaf 4.2. wordt beschreven dat deze waterplanten karakteristiek zijn voor zwak gebufferde, voedselarme milieus en verdwijnen bij verzuring van het water en de bodem. Bovendien zijn in een groot percentage van de onderzochte wateren in het verleden diverse vissoorten en andere zuurgevoelige organismen waargenomen.

Het bovenstaande betekent dat het merendeel van de onderzochte wateren waarschijnlijk niet zuur is geweest. In het onderstaande zal eerst een overzicht worden gegeven van de chemische samenstelling van de onderzochte wateren en de correlaties van diverse fysische en chemische factoren met de zuurgraad van het water. Vervolgens wordt met diverse methoden van Henriksen (1980, 1982) en enkele historische gegevens aangetoond dat veel onderzochte wateren cultureel verzuurd zijn of aan buffercapaciteit verloren hebben.

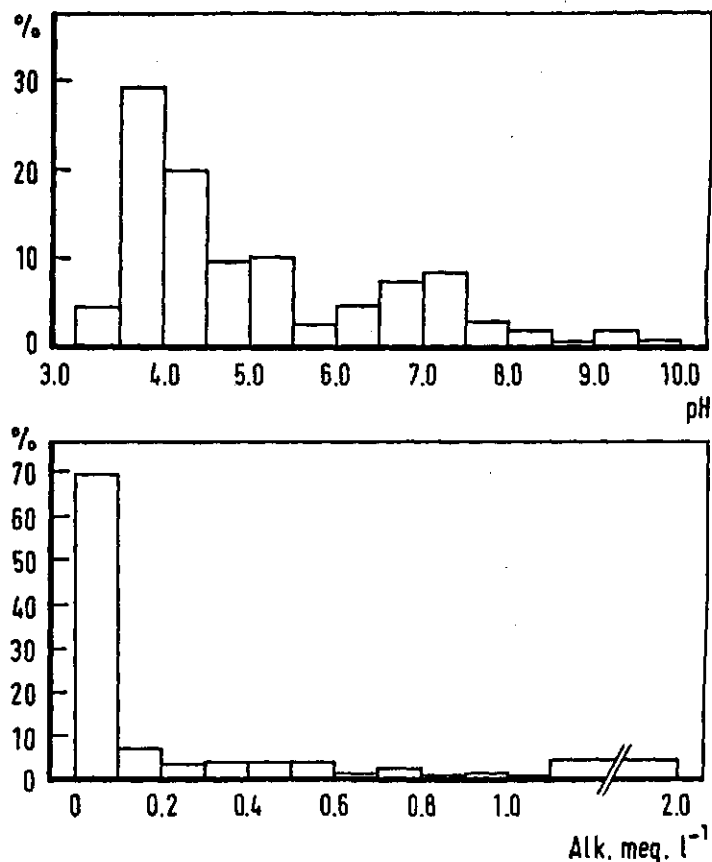
In paragraaf 3.3.2. zal middels berekeningsexperimenten bewezen worden dat de huidige neerslag in zwak gebufferde venmilieus daadwerkelijk

resulteert in extreme waterverzuuring en stikstofverrijking.

Voor een uitvoerige beschrijving van het voornoemde veldonderzoek en de monster- en analysemethoden wordt verwezen naar Kersten (1984).

In figuur 9 wordt de relatieve frequentieverdeling van de gemiddelde zuurgraad en alkaliniteit voor de onderzochte wateren ( $n = 187$ ) gegeven. De frequentieverdeling voor de gemiddelde zuurgraad van de wateren vertoont twee pieken, namelijk voor pH-waarden tussen 3,5 - 4,0 en 7,0 - 7,5. Omdat de alkaliniteit of buffercapaciteit van een helder water voor een groot deel bepaald wordt door (bi)carbonaationen, levert de titratiecurve voor bicarbonaat (zie figuur 1, paragraaf 3.1.) een sluitende verklaring voor de bimodiale verdeling van de zuurgraad in zwak gebufferde systemen. Opmerkelijk is, dat bijna 90% van de wateren zuur ( $pH < 7$ ) is, terwijl  $\approx 30\%$  van de wateren een gemiddelde pH tussen 3,5 - 4,0 bezit en dus extreem verzuurd is. In totaal heeft bijna 70% van de wateren een alkaliniteit tussen 0 - 0,1 meq.  $l^{-1}$ . Ongeveer 50% van de onderzochte wateren heeft geen alkaliniteit meer en heeft dus een gemiddelde pH lager dan 4,2. Ongeveer 20% heeft nog een geringe alkaliniteit ( $\leq 0,1$  meq.  $l^{-1}$ ). In paragraaf 3.1. is beschreven dat verzurende depositie in deze systemen grote fluctuaties in de zuurgraad veroorzaakt, hetgeen betekent dat deze systemen in een soort overgangsfase van zwak gebufferd naar extreem verzuurd zijn. In slechts 30% van de wateren is een alkaliniteit tussen 0,1 - 2,0 meq.  $l^{-1}$  gemeten. Deze wateren tolereren weliswaar enige verzurende depositie, maar in het onderstaande zal worden aangetoond dat ook deze wateren buffercapaciteit verliezen en na verloop van tijd verzuren.

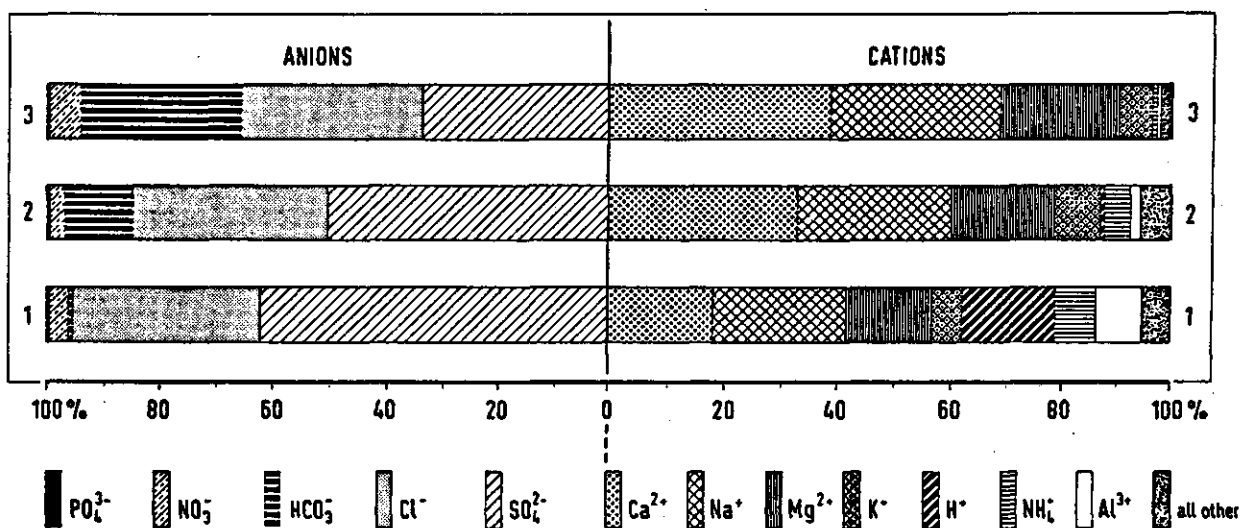
Figuur 10 illustreert de gemiddelde procentuele verdeling van de belangrijkste ionen voor wateren uit drie pH-klassen. In de basische wateren (klasse 3) is calcium het belangrijkste kation, maar leveren ook magnesium en natrium een belangrijke bijdrage in de totale som van de kationen. (Bi)carbonaat, sulfaat en chloride zijn de belangrijkste anionen in wateren met een  $\bar{pH} \geq 7,0$ . In zwak zure systemen (klasse 2) zijn sulfaat en calcium het belangrijkste anion en kation. Ten opzichte van de basische wateren is de procentuele verdeling van de ionen enigszins veranderd. De extreem zure of verzuurde wateren ( $\bar{pH} \leq 4,5$ , klasse 1) worden gekarakteriseerd door een sterke dominantie van sulfaat, terwijl het gemiddelde procentuele aandeel van chloride vrijwel gelijk is gebleven en dat van bicarbonaat sterk afgenomen. Eerder is al opgemerkt dat het merendeel van deze wateren geen bicarbonaat meer bezitten.



Figuur 9 . De relatieve verdeling (%) van de gemiddelde zuurgraad (pH) en alkaliniteit (Alk.) voor 187 zwak gebufferde wateren ( $\text{Alk.} \leq 2 \text{ meq.l}^{-1}$ ) over de periode januari 1983 - mei 1984.

De procentuele verdeling van de kationen vertoont in de extreem zure wateren grote verschillen ten opzichte van de overige zwak gebufferde wateren. Natrium domineert in deze wateren, terwijl ook het aandeel van waterstofionen en aluminium relatief hoog is. Vangenechten et al. (1981) geven voor een aantal basische, zwak en sterk zure vennen in de Belgische Kempen een vergelijkbare relatieve verdeling van de ionen.

In tabel 7 wordt een overzicht gegeven van de gemiddelde waarden van enkele fysische en chemische parameters voor wateren uit drie pH-klassen. Veel parameters vertonen grote standaardafwijkingen omdat de wateren uit één bepaalde klasse nog een redelijke heterogeniteit kunnen vertonen. Toch kan met behulp van de gegevens in tabel 7 een redelijke indruk worden verkregen van de absolute verschillen tussen de wateren uit de verschillende pH-klassen. Om na te gaan welke parameters significant gecorreleerd zijn aan de zuurgraad van het water, zijn voor alle onderzochte factoren de Spearman rangcorrelatie-coëfficiënten berekend



Figuur 10. De gemiddelde procentuele verdeling van de belangrijke kationen en anionen in drie categorieën wateren met verschillende zuurgraad. Klasse 1:  $\bar{pH} \leq 4,5$ ; klasse 2:  $4,5 < \bar{pH} < 7$ ; klasse 3:  $\bar{pH} \geq 7,0$ .

(zie tabel 10). Een significant positieve correlatie tussen een bepaalde parameter en de zuurgraad ( $\bar{pH}$ ) van het water betekent dat de puntenwolk significant stijgend is. Indien de onderzochte wateren een verzuringsgradiënt weerspiegelen, betekent dit dat de betreffende parameter afneemt bij verzuring. Indien een parameter een negatieve correlatie vertoont, is juist sprake van het omgekeerde. De parameter neemt dan toe bij dalende pH.

Tabel 8 toont dat parameters zoals de alkaliniteit (Alk.), het elektrisch geleidend vermogen ( $EC_{18^\circ C}$  - gecorrigeerd voor temperatuur,  $EC_{18^\circ C}^{H^+}$  - gecorrigeerd voor pH en temperatuur), sommige voedings- en opgeloste organische stoffen (DOC, DOP, DON), enkele anionen en kationen, de troebelheid (Turb.) en het asvrij-drooggewicht van het seston (AFDW) een significant positieve correlatie vertonen met de  $\bar{pH}$  van het water. Enkele factoren zoals de aciditeit (Acid.), ammonium en sommige (zware) metalen vertonen een significant negatieve correlatie. Slechts enkele parameters bezitten een verdeling over de wateren die onafhankelijk is van de zuurgraad.

Tabel 7. De gemiddelde waarden met standaardafwijking voor fysische en chemische parameters van zwak gebufferde wateren uit drie pH-klassen over de periode januari 1983 - mei 1984.

		1	2	3
		$\bar{pH} \leq 4,5$	$4,5 < \bar{pH} < 7,0$	$\bar{pH} \geq 7,0$
		(n = 98)	(n = 61)	(n = 28)
pH		3,9 ± 0,3	5,6 ± 0,8	7,8 ± 0,8
Alkaliniteit	meq.l <sup>-1</sup>	0,006 ± 0,019	0,166 ± 0,170	0,787 ± 0,445
Aciditeit	meq.l <sup>-1</sup>	0,036 ± 0,378	0,153 ± 0,093	0,064 ± 0,106
EGV <sup>H+</sup> <sub>18°C</sub>	µS.cm <sup>-1</sup>	50 ± 58	110 ± 67	214 ± 112
Σ Kationen	meq.l <sup>-1</sup>	971 ± 507	1352 ± 907	2894 ± 1795
Σ Anionen	meq.l <sup>-1</sup>	797 ± 559	1326 ± 911	2769 ± 1455
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	0,8 ± 0,5	1,8 ± 1,1	3,6 ± 4,0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	30 ± 111	39 ± 185	161 ± 417
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	74 ± 68	73 ± 80	22 ± 30
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	0,8 ± 3,0	1,8 ± 4,3	1,1 ± 1,0
K <sup>+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	52 ± 24	125 ± 117	182 ± 121
Cl <sup>-</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	277 ± 126	475 ± 319	889 ± 553
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	257 ± 223	345 ± 271	463 ± 366
Ca <sup>2+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	92 ± 89	243 ± 243	589 ± 402
Mg <sup>2+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	75 ± 59	136 ± 115	331 ± 302
Na <sup>+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	233 ± 96	398 ± 311	916 ± 826
Si <sup>4+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	5 ± 10	13 ± 23	13 ± 13
Mn <sup>2+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	4 ± 4	3 ± 3	2 ± 1
Fe <sup>3+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	10 ± 7	9 ± 7	8 ± 6
Al <sup>3+</sup>	µmol.l <sup>-1</sup>	27 ± 74	9 ± 7	5 ± 5
Cd	nmol.l <sup>-1</sup>	7 ± 6	3 ± 4	2 ± 1
Pb	nmol.l <sup>-1</sup>	14 ± 14	28 ± 39	27 ± 44
Turbiditeit	PPM	4,4 ± 3,5	11 ± 10	16 ± 14

Tabel 8. De Spearman rangcorrelatie-coëfficiënten van gemiddelde fysische en chemische parameters met de zuurgraad ( $\bar{pH}$ ) van het water (n = 187).

Alk.	0.939*	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.620*	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.265*	Fe <sup>2+</sup>	-0.065	Turb.	0.600*
Acid.	-0.695*	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.003	Cl <sup>-</sup>	0.682*	Mn <sup>+</sup>	-0.285*	O <sub>2</sub>	0.156
EC <sub>18</sub> °C	0.262*	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0.265*	Na <sup>+</sup>	0.511*	Al <sup>3+</sup>	-0.584*	DW	0.335*
ECH <sub>18</sub> <sup>+</sup> °C	0.758*	t-N	0.025	K <sup>+</sup>	0.638*	Cd	-0.574*	AFDW	0.310*
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.429*	DON	0.251*	Ca <sup>2+</sup>	0.585*	Pb	-0.001	Chl-a	0.144
t-P	0.241*	DIN	-0.113	Mg <sup>2+</sup>	0.538*	ΣKat.	0.404*	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /Cl <sup>-</sup>	-0.328*
DOP	0.256*	DOC	0.422*	Si <sup>4+</sup>	0.525*	ΣAn.	0.594*	Phae.	-0.020

\* P < 0.05

De beide tabellen illustreren dat bij verzuring een sterke afname in de alkaliniteit of buffercapaciteit optreedt. De alkaliniteit wordt in niet verzuurde systemen voornamelijk bepaald door het (bi)carbonaatgehalte van het water.

H<sup>+</sup>-ionen welke via de neerslag of (bio-)chemische processen in het oppervlaktewater terecht komen, kunnen door het (bi)carbonaat geneutraliseerd worden (zie paragraaf 3.1.). Hierbij vindt productie van CO<sub>2</sub> plaats. In systemen met kalkhoudende bodem kunnen carbonaten in oplossing gaan en eveneens een verhoging van de CO<sub>2</sub>-concentratie in het (interstitiële) water veroorzaken. De sterke afname in alkaliniteit en de toename van de CO<sub>2</sub>-concentratie gaan uiteraard gepaard met een sterke toename van de aciditeit van het water. Tabel 7 toont dat met name in de overgangswateren (klasse 2) de aciditeit extreem hoog is. Indien als gevolg van waterverzuring alle (bi)carbonaat en kalk is verdwenen, zal anorganische koolstoflimitatie optreden. Duidelijk is dat de zuurgraad van het water een grote invloed heeft op de koolzuurhuishouding van de zwak gebufferde wateren. Vooral de verandering in de koolzuurhuishouding van verzurende systemen blijkt een grote invloed te hebben op de vegetatie-ontwikkeling (zie paragraaf 4.2.).

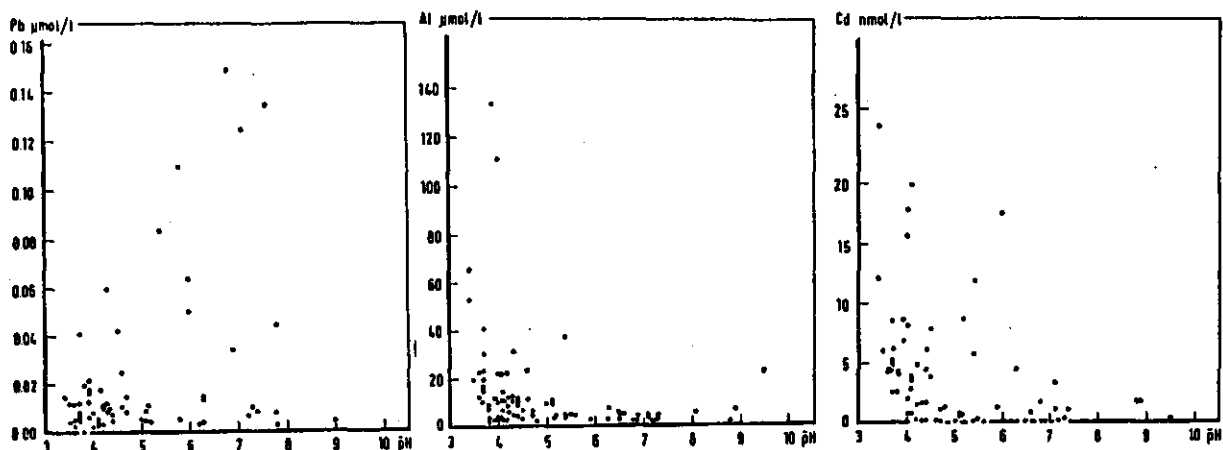
De troebelheid (Turb.) van het water neemt af bij verzuring. Extreem zure wateren op minerale zandbodems zijn over het algemeen kraakhelder. De positieve correlatie van het AFDW van het seston met de pH toont dat de afname in troebelheid waarschijnlijk veroorzaakt wordt door een afname in de biomassa van het plankton en/of particuliere organische

materiaal. Hierop zal uitvoerig worden ingegaan in paragraaf 4.1.

Het elektrisch geleidend vermogen ( $EC_{18^{\circ}C}$  of  $EC_{18^{\circ}C}^{H^+}$ ) is in extreem zure wateren meestal aanzienlijk lager dan in overgangs- en basische wateren. Tabel 7 en 8 tonen dat dit eveneens geldt voor de totale som van anionen en kationen. In klasse 1 is deze som een factor 3 lager dan in klasse 3. Hiervoor zijn twee verklaringen te geven. Allereerst kunnen systemen met een laag elektrisch geleidend vermogen eerder en sneller verzuren. Een laag elektrisch geleidend vermogen of lage kationenconcentratie gaat immers gepaard met een lagere buffercapaciteit (Henriksen, 1980 en 1982). Verder kan het elektrisch geleidend vermogen ook afnemen tijdens het verzuringsproces. Met name in wateren waarin het veenmos (*Sphagnum*) gaat domineren, neemt als gevolg van een sterke kationuitwisseling van deze plant de totale ionenconcentratie sterk af en daalt de pH van water verder. De concentraties van nitraat, sulfaat, chloride, natrium, kalium, calcium, magnesium en silicium blijken significant positief gecorreleerd te zijn met de zuurgraad van het water. Het is derhalve aannemelijk dat het lage elektrisch geleidend vermogen van verzuurde systemen een gevolg is van een afname in de concentratie van deze parameters.

De concentraties van (zware) metalen zoals aluminium en cadmium kunnen in extreem verzuurde wateren vele keren hoger liggen dan in de overige wateren. Ook het mangaangehalte van het water neemt significant toe bij verzuring. Voor ijzer en lood zijn geen significante correlaties gevonden met de zuurgraad van het water. De puntenwolken voor aluminium, cadmium en lood zijn weergegeven in figuur 11. In zure wateren kan een mobilisatie van (zware) metalen vanuit het sediment of de directe omgeving optreden. Dit is eveneens onder experimentele omstandigheden het geval (zie paragraaf 3.3.3.). (Zware) metalen fungeren in verzuurde systemen ( $pH \leq 4,5$ ) als bufferstof. Daardoor is de zuurgraad in deze wateren over het algemeen vrij constant.

In vergelijking met Scandinavië en Noord-Amerika zijn de aluminium- en cadmiumconcentraties in verzuurde wateren van ons land extreem hoog (zie Drabløs & Tollan, 1980). De extreem hoge aluminiumconcentraties komen echter goed overeen met waarden welke zijn vermeld voor verzuurde vennen in de Belgische Kempen (zie Vangenechten & Vanderborght, 1980). Een verhoging van (zware) metalenconcentraties in het water heeft onder andere vergaande consequenties voor de overleving van vissen en eieren en larven van amfibieën (zie paragraaf 4.5., Bloemendaal, 1983; van der Velden, 1984).



Figuur 11. De gemiddelde aluminium-, cadmium- en loodconcentraties voor een aantal zwak gebufferde wateren met verschillende zuurgraad.

De absolute sulfaatconcentraties zijn in verzuurde systemen (klasse 1 en 2) lager dan in de basische wateren (klasse 3). In de laatstgenoemde systemen vindt vaak een grote input aan sulfaat plaats via het inlaat- en/of grondwater. Indien de sulfaatconcentratie met die van andere ionen, zoals chloride, vergeleken wordt, blijkt dat bij verzuring een sterke dominantie van sulfaat optreedt (zie figuur 10).

Waarschijnlijk is dit "sulfaatoverschot" van verzuurde wateren een direct gevolg van de hoge zwavelhoudende depositie. Het is echter niet uitgesloten dat veranderingen in de sulfaatreductie en sulfide-oxydatie een bijdrage kunnen leveren in het "sulfaatoverschot".

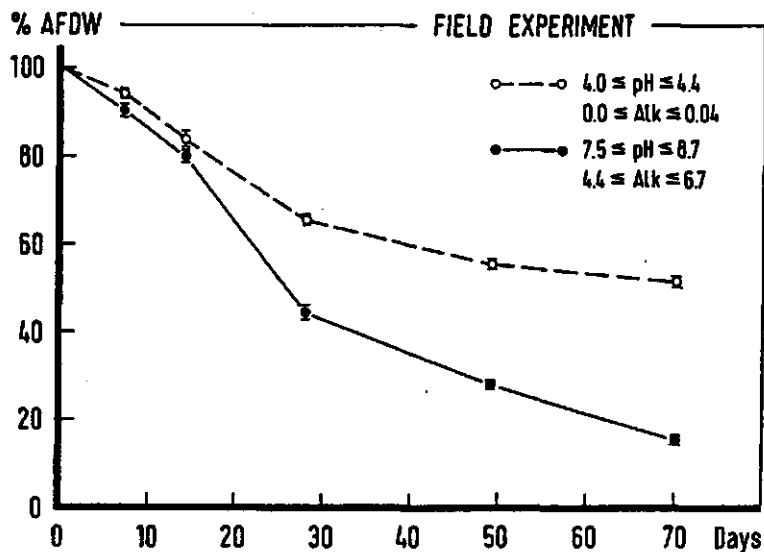
Wat betreft de voedingsstoffen kan vermeld worden dat in verzuurde systemen  $\text{NH}_4^+$  de dominante N-bron vormt. De ammoniumconcentratie kan bij verzuring van het water significant toenemen. De gemiddelde nitraat- en nitrietconcentraties zijn laag in verzuurde systemen, echter alleen voor nitriet is een significante positieve correlatie met de zuurgraad van het water gevonden. De ammoniumconcentratie vertoont een sterk negatieve correlatie met de pH. In paragraaf 3.3.2. en 3.3.3. wordt beschreven dat nitrificatie van ammonium resulteert in een verdergaande verzuring van zwak gebufferde wateren. In extreem zuur water treedt een remming van de (de)nitrificatieprocessen op en kan ammonium gaan accumuleren. In paragraaf 3.2. is reeds vermeld, dat in Nederland zowel landelijk als regionaal een hoge ammoniumdepositie is waargenomen. Voor het Rouwkuilenven (zie paragraaf 3.3.4.) is aangetoond dat een hoge



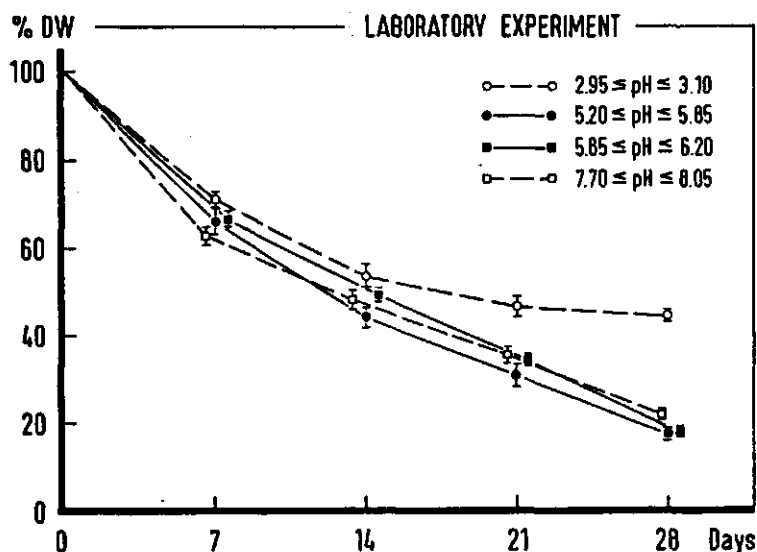
stikstofdepositie daadwerkelijk resulteert in hoge ammoniumgehalten van het water.

Het fosfaatgehalte van het water is significant positief gecorreleerd met de zuurgraad, hetgeen betekent dat verzuurde systemen over het algemeen lagere fosfaatconcentraties hebben dan niet-verzuurde wateren. Kolomexperimenten hebben aangetoond dat als gevolg van waterverzuring grote veranderingen optreden in de P-huishouding en dat de fosfaatconcentratie in het (interstitiële) water daadwerkelijk afneemt (zie paragraaf 3.3.3.). Hiermee zijn aanvullende bewijzen geleverd voor de oligotrofiëringstheorie van Grahn et al. (1974). Deze auteurs vermelden eveneens dat waterverzuring resulteert in een afname van de fosfaatconcentratie in het water. Hendrey et al. (1980) beschrijven dat met name de hoge metaalconcentraties in het water van verzuurde systemen resulteren in een verhoogde precipitatie van fosfaat. Ook veranderingen in de voedingsstoffenkringloop kunnen resulteren in een verminderde beschikbaarheid over fosfaat. Tabel 8 toont immers dat het DOP, DON en DOC significant positief gecorreleerd zijn aan de zuurgraad van het water. Dit betekent dat de concentratie van het opgeloste organische fosfor, - stikstof en - koolstof afneemt bij verzuring. Deze afnames geven indicaties voor een verminderde afbraak van organisch materiaal. Aanvullend veld- en laboratoriumonderzoek heeft uitgewezen dat als gevolg van waterverzuring inderdaad grote veranderingen optreden in de afbraak van plantemateriaal. Hiertoe zijn litterbags met drijfbladeren van de witte waterlelie (*Nymphaea alba*) geïncubeerd in een tweetal wateren met verschillende pH en alkaliniteit. Voor een beschrijving van de litterbagmethode wordt verwezen naar Brock et al. (1982). Figuur 12 illustreert dat de decompositiesnelheid in een verzuurd systeem laag is. Met behulp van verdergaand laboratoriumonderzoek is aangetoond dat zowel de pH en alkaliniteit van het medium als de (bio)chemische samenstelling van het plantemateriaal bepalend zijn voor de decompositiesnelheid. Het sulfaat-, nitraat- en fosfaatgehalte van het incubatiemedium blijkt nauwelijks van invloed te zijn op de afbraaksnelheid van *N. alba*. Figuur 13 toont dat na een incubatie van 28 dagen in vitro bij lage pH nog ongeveer twee keer zoveel plantemateriaal aanwezig is als in de media met hogere pH. Een zelfde tendens is waargenomen bij lage bicarbonaatconcentraties van het incubatiemedium. Voor een uitvoerige beschrijving van dit onderzoek en de chemische karakterisatie van het overblijvende organische materiaal wordt verwezen naar Brock et al.

(1985). In paragraaf 3.3.3. wordt beschreven dat bij kolomexperimenten ook de afbraaksnelheid van gedroogd plantemateriaal (*Juncus bulbosus*) in de bodem sterk afneemt bij verzuring. Hendrey (1982) en Overrein et al. (1981) vermelden dat de afname in decompositiesnelheid bij verzuring waarschijnlijk een gevolg is van een verminderde bacteriële afbraak. In zure milieus vindt voornamelijk decompositie door schimmels plaats.



Figuur 12. De procentuele gewichtsafname van decomposerende *N. alba*-drijfbladeren geïncubeerd onder natuurlijke omstandigheden (AFDW - asvrij drooggewicht).



Figuur 13. De procentuele gewichtsafname van decomposerende *N. alba*-drijfbladeren geïncubeerd onder laboratoriumomstandigheden (DW - drooggewicht).

Uiteraard heeft een sterke afname in decompositiesnelheid niet alleen een grote invloed op de mineralisatie en voedingsstoffenkringloop. In verzuurde systemen vindt ook een sterke ophoping van organisch materiaal plaats. Met name in wateren welke gelegen zijn in bosachtige omgeving kan tengevolge van de grote input van terrestrisch materiaal een dikke sapropeliumlaag ontstaan. In paragraaf 3.3.4. wordt beschreven dat de aanwezigheid van organisch materiaal in tijdelijk droogvallende systemen een grote invloed kan hebben op de waterkwaliteit en zuurgraad van aquatische oecosystemen.

Uit het bovenstaande blijkt dat als gevolg van waterverzuring grote veranderingen kunnen optreden in de fysische en chemische parameters. Deze veranderingen hebben uiteraard vergaande gevolgen voor de flora en fauna van deze oecosystemen.

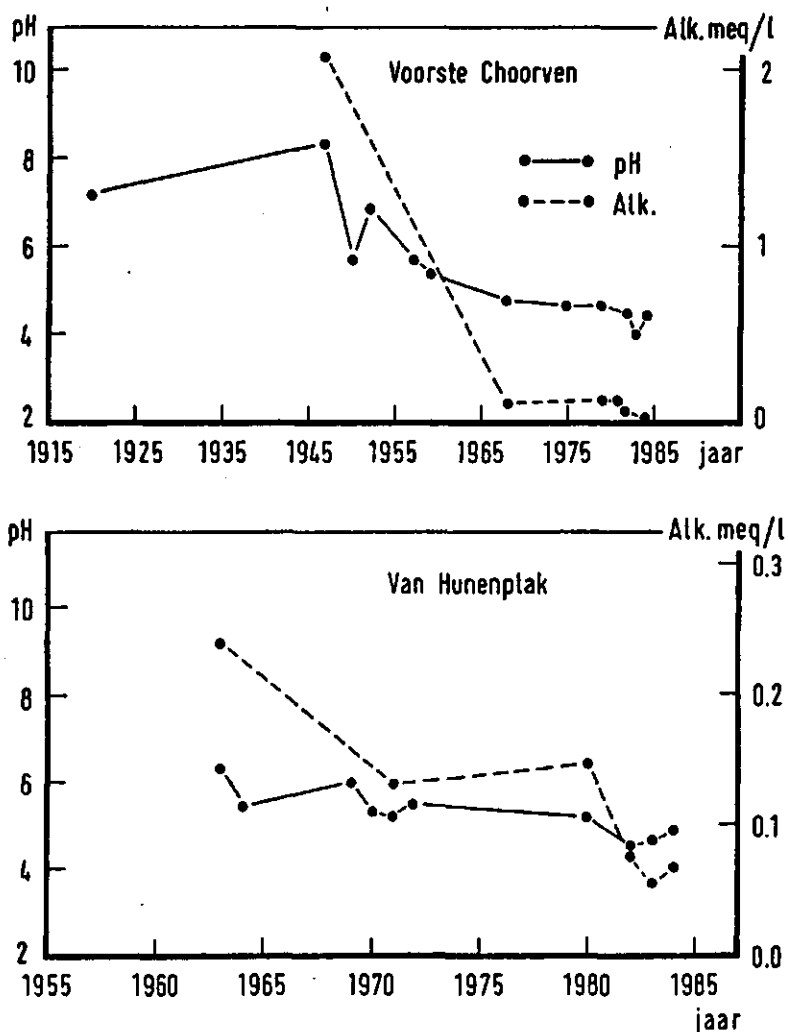
#### *Recente verzuring van oppervlaktewater*

Eerder is al opgemerkt dat voor 1950 in veel zwak gebufferde wateren zuur gevoelige organismen zijn waargenomen. Het verdwijnen of de achteruitgang van deze organismen levert uiteraard indirecte bewijzen voor verzuring van oppervlaktewater. Met name de verschuivingen in diatomeeënspectra (van Dam et al., 1980 en 1981), de veranderingen in waterplantengemeenschappen (Roelofs, 1983; Roelofs et al., 1984) en het verdwijnen van vispopulaties (zie paragraaf 4.4.) geven voor de Nederlandse situatie goede indicaties voor recente verzuring van aquatische milieus. In het onderstaande wordt nu middels min of meer directe methoden aangetoond dat veel zwak gebufferde aquatische oecosystemen daadwerkelijk verzuurd zijn.

Om na te gaan of gedurende de laatste decennia veranderingen zijn opgetreden in de chemische samenstelling van zwak gebufferde wateren, is archief- en literatuuronderzoek verricht (Kersten, 1984). In figuur 14 worden tijdreeksen van de zuurgraad en alkaliniteit geïllustreerd voor een ven in de buurt van Oisterwijk en een duinplas op Terschelling. Van Dam & Beljaars (1984) geven soortgelijke tijdreeksen voor de Gerritsfles (Kootwijk), het Achterste Choorven (Oisterwijk) en een plas bij Kliplo. Kersten (1984) geeft voor talrijke andere systemen een overzicht van de veranderingen in pH, alkaliniteit en overige chemische parameters. Veel tijdreeksen tonen dat gedurende de laatste decennia een sterke afname in alkaliniteit en zuurgraad heeft plaatsgevonden. Men dient echter bij de interpretatie van deze tijdreeksen en chemische

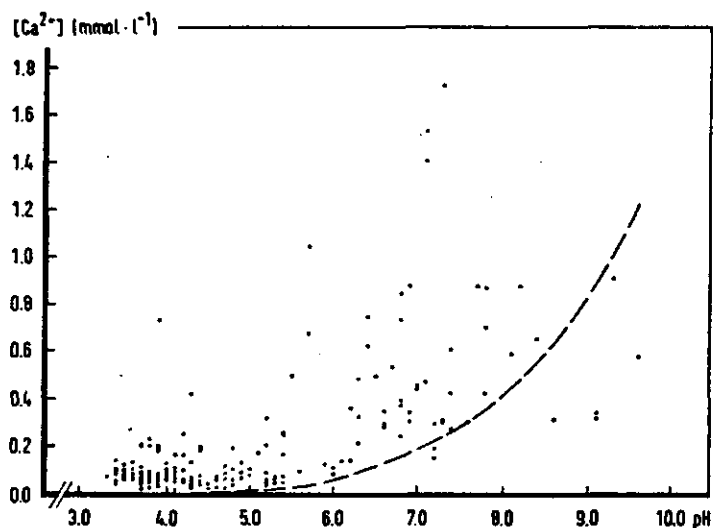
data de nodige voorzichtigheid te hanteren. Veel oude analysemethoden zijn onnauwkeurig en relatief ongevoelig. De bepalingen van pH en alkaliniteit zijn bijvoorbeeld voor 1960 vaak colorimetrisch uitgevoerd en daarom in ieder geval onbetrouwbaar voor humeuze wateren. Bovendien is bij het opstellen van de tijdreeksen geen rekening gehouden met het aantal waarnemingen, jaar- en seizoensvariaties en natuurlijke fluctuaties binnen het systeem. Opmerkelijk is echter dat de bovengenoemde trends ook waarneembaar zijn in datasets welke betrekking hebben op vergelijkbare monster- en analysemethoden.

Sinds 1978 wordt door medewerkers van het Laboratorium voor Aquatische Oecologie in veel zwak gebufferde wateren routine-onderzoek verricht. Momenteel worden diverse statistische bewerkingen toegepast op fysische en chemische data welke verzameld zijn in de periode 1978 - 1984.



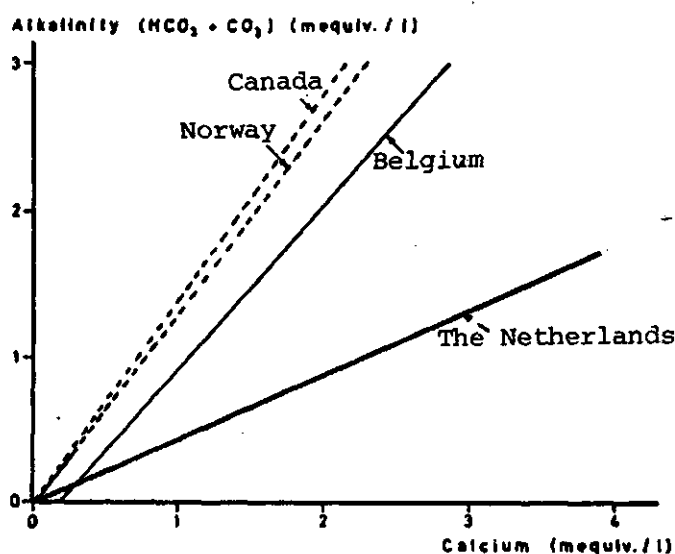
**Figuur 14.** De tijdreeksen voor de zuurgraad (pH) en alkaliniteit (Alk.) van een ven in Noord-Brabant en een duinplas op Terschelling.

De resultaten hiervan zijn op korte termijn beschikbaar en zullen wellicht een beter inzicht geven in de verzuringsgeschiedenis van een aantal wateren. Voor talrijke laag alkaliene wateren staan echter geen historische gegevens ter beschikking. Ook deze systemen kunnen alkaliniteit verloren hebben en dus verzuurd zijn, terwijl dat nog niet waarneembaar is aan de zuurgraad van het water. Henriksen (1979) heeft daarom een eenvoudige methode ontwikkeld om onderscheid te maken tussen "verzuurde" en relatief ongestoorde wateren. Deze auteur gaat er van uit dat in niet verzuurde systemen het (bi)carbonaat bij benadering in equivalente hoeveelheden aanwezig is als de som van calcium en magnesium. Omdat de calcium/magnesium-ratio relatief constant is en de pH een sterke correlatie vertoont met de alkaliniteit en aciditeit, geven grafieken van de pH tegen de calciumconcentratie een goede scheiding tussen "verzuurde" en relatief ongestoorde wateren. Henriksen (1979) beschrijft dat bijna alle pH-calciumwaarden voor relatief ongestoorde meren in noord-west Noorwegen onder een empirische lijn liggen en die van het zuiden juist erboven. In zuid-Noorwegen is de potentiële verzurende depositie hoog en zijn veel meren verzuurd en de vispopulaties verdwenen. Toepassing van deze methode op data voor meren in zuid-west Zweden en Sierra Nevada (California) blijkt tot goede resultaten te leiden. De puntenwolk van de calciumconcentratie tegen de pH voor zwak gebufferde wateren (n = 187) in Nederland is weergegeven in figuur 15. Ongeveer 96% van deze wateren ligt boven de empirische curve van Henriksen en is dus waarschijnlijk "verzuurd". Dit betekent dus dat bijna alle zwak gebufferde wateren een lagere pH hebben dan het calciumgehalte doet vermoeden.



Figuur 15. De relatie tussen de calciumconcentratie en de zuurgraad (pH) van het water. ----- Empirische curve van Henriksen (1979).

Figuur 16 toont de relatie tussen de alkaliniteit ( $\text{HCO}_3^-$  en  $\text{CO}_3^{2-}$ ) en de calciumconcentratie voor de onderzochte zwak gebufferde wateren ( $N = 187$ ) in Nederland. In deze figuur worden tevens regressievergelijkingen gegeven voor relatief ongestoorde wateren in Noorwegen en Canada (Henriksen, 1979) en zwak zure tot basische wateren in de Belgische Kempen (Vangenechten, 1980). Zowel de Belgische als de zwak gebufferde wateren in Nederland vertonen een grote deficiëntie in alkaliniteit. Ook de relatief lage alkaliniteit in verhouding tot de calciumconcentratie geeft duidelijke indicaties voor verzuring van oppervlaktewateren.



Figuur 16. De relatie tussen de alkaliniteit en de calciumconcentratie voor zwak gebufferde wateren in Nederland ( $[\text{Alk.}] = 0,44 [\text{Ca}]$ ,  $n = 187$ ,  $r = 0,803$  en  $p < 0,001$ ),

59 niet verzuurde oligotrofe meren in het noorden van Noorwegen

( $[\text{Alk.}] = 1,32 [\text{Ca}] - 0,029$ )\*,

98 meren in Canada ( $[\text{Alk.}] = 1,42 [\text{Ca}] - 0,032$ )\* en

zwak zure tot basische wateren in de Belgische Kempen

( $[\text{Alk.}] = 1,13 [\text{Ca}] - 0,23$ )\*\*.

\* zie Henriksen (1979)

\*\* zie Vangenechten (1980)

Henriksen (1979, 1980 en 1982) definieert de mate van verzuring van oppervlaktewater ( $Ac$ ) als het verschil tussen de oorspronkelijke alkaliniteit ( $Alk_o$ ) en de huidige alkaliniteit ( $Alk_t$ ):

$$Ac = Alk_o - Alk_t \quad (1)$$

Voor extreem zure wateren dient men  $Alk_t$  in de bovenstaande vergelijking te vervangen door de negatieve waarde van de concentratie aan sterke zuren (negatieve alkaliniteit). Indien geen historische gegevens beschikbaar zijn, kan  $Alk_o$  berekend worden met behulp van de non-mariene calcium- en magnesiumconcentratie. Henriksen (1980 en 1981) maakt daarbij gebruik van een regressievergelijking welke gebaseerd is op data van 13 relatief ongestoorde gebieden in Canada, Noorwegen, Zweden en de Verenigde Staten.

$$Alk_o = 0,93 [Ca^* + Mg^*] - 14,5, \quad r = 0,99, \quad \text{in } \mu\text{eq.l}^{-1}. \quad (2)$$

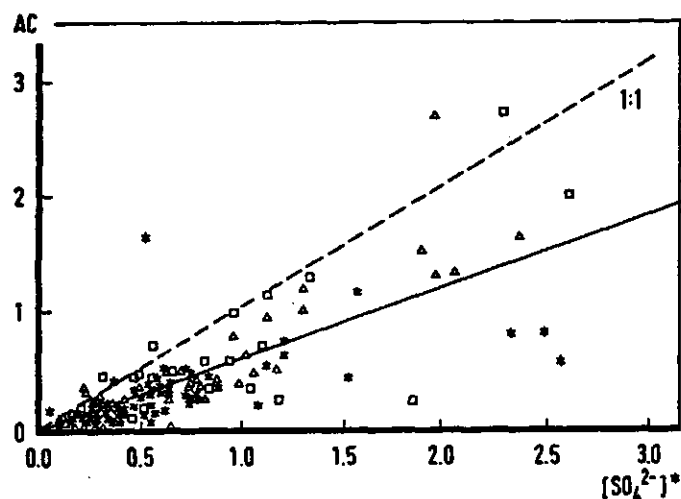
Met behulp van vergelijking (1) en (2) kan de mate van verzuring berekend worden vanuit de concentraties van calcium, magnesium en chloride (i.v.m. correctie voor zeezouten) en de huidige alkaliniteit. Bij deze methode wordt geen rekening gehouden met eventuele veranderingen in de calcium- en magnesiumconcentraties gedurende het verzuringsproces. Theoretisch gezien zal een toename in de concentraties van deze ionen echter gepaard gaan met een equivalente toename van de alkaliniteit. In tabel 9 worden de gemiddelde  $Alk_t$ - en  $Ac$ -waarden gegeven voor een drietal categorieën zwak gebufferde wateren met verschillende zuurgraad. Opmerkelijk is dat toepassing van de regressievergelijking op Nederlandse wateren bij alle pH-klassen resulteert in een afname van de alkaliniteit. Het verlies van de alkaliniteit vertoont een significant positieve Spearman rangcorrelatie met de pH ( $n = 187, p < 0,001$ ). De  $Ac$ -waarde neemt dus significant toe met stijgende pH. De zwak zure tot basische systemen hebben uiteraard een hogere oorspronkelijke alkaliniteit dan de extreem zure wateren en kunnen daarom ook een groter verlies in alkaliniteit vertonen.

Figuur 17 toont dat het verlies van alkaliniteit ( $Ac$ ) duidelijk gecorreleerd is aan het sulfaat overschot (non-mariene sulfaat;  $[SO_4^{2-}]^*$ ). Het verlies in alkaliniteit wordt vrijwel volledig gecompenseerd door het sulfaat-overschot. Een toename in de non-mariene sulfaatconcentratie van het water geeft indicaties voor verzuring als gevolg van sulfaat-houdende neerslag. Eerder is echter opgemerkt dat ook veranderingen in

Tabel 9. De gemiddelde waarden voor de oorspronkelijke alkaliniteit ( $Alk_o$ ), huidige alkaliniteit ( $Alk_t$ ) en mate van verzuring in relatie tot de zuurgraad van het water.

	klasse 1 $\bar{pH} \leq 4.5$ (n = 98)	klasse 2 $4.5 < \bar{pH} < 7$ (n = 61)	klasse 3 $\bar{pH} > 7$ (n = 28)
$Alk_t$ (in meq.l <sup>-1</sup> )	0.006	0.166	0.787
$Alk_o$ (in meq.l <sup>-1</sup> )	0.235	0.581	1.506
Ac (in meq.l <sup>-1</sup> )	0.227	0.372	0.718

de sulfaatreductie of sulfide-oxydatieprocessen een bijdrage kunnen leveren aan het sulfaat-overschot. De regressielijnen voor het verlies aan alkaliniteit (Ac) tegen het sulfaat-overschot loopt niet parallel aan de  $y = x$  lijn en heeft een kleinere richtingscoëfficiënt. In Noorwegen komt deze regressielijn na aftrek van een constante hoeveelheid sulfaat (20  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ) volledig overeen met de  $y = x$  lijn (Henriksen, 1982). Dit betekent dat in Nederland in tegenstelling tot Scandinavië het verlies aan alkaliniteit niet volledig veroorzaakt wordt door sulfaathoudende neerslag. In ons land kunnen dus ook andere verzuringsbronnen nog een redelijke bijdrage leveren in de afname van de alkaliniteit.



Figuur 17. De relatie tussen het verlies in alkaliniteit (Ac) en het sulfaat-overschot  $[SO_4^{2-}]^*$ .

\*:  $pH \leq 4,5$ ;  $\Delta$ :  $4,5 < pH < 7$ ;  $\square$ :  $pH \geq 7$ .

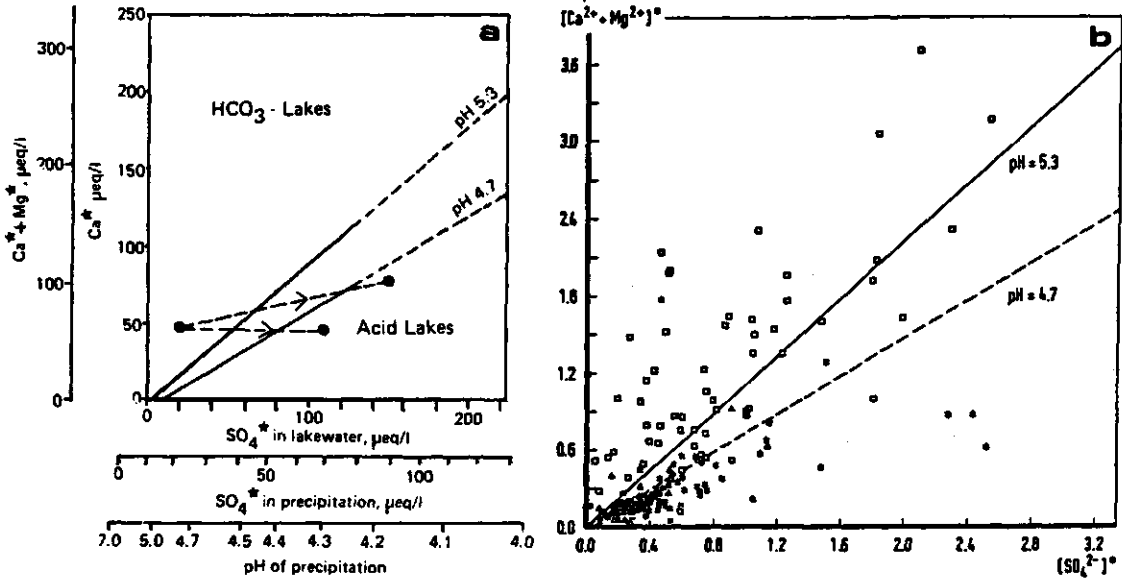
$Ac = 0,66 [SO_4^{2-}]^* - 0,044$ ,  $n = 182$ ,  $p < 0,001$ ,  $r = 0,765$ .

$[SO_4^{2-}]^*$  gecorrigeerd voor zeezouten en in meq.l<sup>-1</sup>.



Henriksen (1980, 1982) heeft een empirisch model opgezet waarmee voorspellingen gemaakt kunnen worden voor het verzuringsstadium van aquatische oecosystemen in relatie tot de non-mariene sulfaatconcentratie in (of de zuurgraad van) de neerslag (zie figuur 18a). Met behulp van dit model kunnen wateren in drie categorieën gescheiden worden, namelijk zure systemen, overgangswateren en bicarbonaathoudende wateren. De regressielijnen pH 5,3 en pH 4,7 zijn berekend voor een groot aantal wateren in Noorwegen met pH-waarden tussen respectievelijk 5,2 - 5,4 en 4,6 - 4,8. Indien het Henriksen-model gebruikt wordt voor de voorspelling van het verzuringsstadium van zwak gebufferde wateren in Nederland blijkt dit in ruim 70% van de gevallen overeen te komen met de gemeten pH-waarden (zie figuur 18b). Alleen bij overgangswateren worden vaak verschillen gevonden tussen de voorspelde en gemeten pH-waarde. Overrein et al. (1981) vermelden dat het Henriksen-model ook in andere delen van de wereld (o.a. Canada en Schotland) tot een hoog percentage juiste voorspellingen leidt.

In figuur 18a wordt de werking van het model geïllustreerd voor een water met een sulfaat- en calciumoverschot van respectievelijk  $50 \mu\text{eq.l}^{-1}$  en  $30 \mu\text{eq.l}^{-1}$ . Volgens het Henriksen-diagram is dit systeem een bicarbonaathoudend water. Indien de transformatie van de abscis naar een andere schaal correct is, ontvangt dit systeem een neerslag met een gemiddelde pH van 4,7. Wanneer nu geen significante veranderingen in de calciumconcentratie optreden zal dit water in de overgangsfase komen indien de pH van de neerslag daalt tot 4,5 en extreem verzuren bij een pH van 4,3. Het Henriksen-diagram geeft uiteraard geen informatie over het tijdsbestek waarin zich het verzuringsproces volstrekt. Bovendien kunnen problemen optreden indien de calcium- en magnesiumconcentraties veranderen tijdens het verzuringsproces. Figuur 18a toont dat de bovengenoemde pH-waarden van de neerslag lager moeten zijn indien de calciumconcentratie van het water bij verzuring toeneemt. Indien het verzuringsproces reversibel is, kan het model eveneens gebruikt worden om te berekenen bij welke potentiële verzurende depositie herstel van systemen kan optreden. Henriksen (1980) beschrijft dat in zuid Noorwegen het jaargemiddelde voor de pH van de neerslag 4,2 - 4,3 bedraagt. In dergelijke gebieden kunnen alle extreem verzuurde wateren met calciumconcentraties groter dan  $25 \mu\text{eq.l}^{-1}$  weer veranderen in bicarbonaathoudende meren, indien de gemiddelde pH van de neerslag toeneemt tot



**Figuur 18a.** Een diagram voor de voorspelling van de zuurgraad van een water met behulp van de non-mariene calcium- en magnesiumconcentratie (of alleen de non-mariene calciumconcentratie) en de non-mariene sulfaatconcentratie. De schaal voor de non-mariene sulfaatconcentratie in het water kan getransformeerd worden naar de non-mariene sulfaatconcentratie in de neerslag of de zuurgraad van de neerslag omdat tussen deze parameters een sterke correlatie bestaat.

Henriksen (1982) geeft de volgende regressievergelijkingen (in  $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ):

$$[\text{SO}_4^{2-}]^* \text{water} = -19 + 1,9 [\text{SO}_4^{2-}]^* \text{neerslag}, \quad r = 0,84.$$

$$[\text{SO}_4^{2-}]^* \text{neerslag} = -2,7 + 1,37 [\text{H}^+] \text{neerslag}, \quad r = 0,89.$$

Combinatie van deze vergelijkingen geeft:

$$[\text{H}^+] \text{neerslag} = 9 + 0,38 [\text{SO}_4^{2-}]^*$$

**Figuur 18b.** De relatie tussen de som van non-mariene calcium- en magnesiumconcentratie ( $\text{meq.l}^{-1}$ ) en de non-mariene sulfaatconcentratie ( $\text{meq.l}^{-1}$ ) voor 187 zwak gebufferde wateren in Nederland. De verschillende symbolen illustreren de gemiddelde pH-waarden van de onderzochte wateren.

$\square$ :  $\bar{\text{pH}} > 5,3$ ;  $\Delta$ :  $4,7 \leq \bar{\text{pH}} \leq 5,3$ ;  $*$ :  $\bar{\text{pH}} < 4,7$ .

een waarde van 4,7. Hiertoe zal de  $H^+$ - en  $SO_4^{2-}$ -concentratie in de neerslag met 60 - 70% gereduceerd moeten worden. Indien de concentratie van calcium toeneemt bij verzuring zal deze bij omkering van het proces weer moeten afnemen. Dit betekent dat de reductie van de  $H^+$ - en  $SO_4^{2-}$ -concentratie in de neerslag in dergelijke gevallen zelfs groter dan 70% moet zijn. Men dient er echter rekening mee te houden dat regressievergelijkingen voor de transformatie van de abscis naar een pH- of  $[SO_4^{2-}]^*$ -schaal voor de neerslag per gebied kan verschillen. Deze transformatie is immers afhankelijk van de ratios tussen droge en natte depositie, tussen nitraat, ammonium en sulfaat, en tussen evapotranspiratie en hoeveelheid neerslag. Momenteel wordt voor diverse gebieden de chemische samenstelling van de neerslag en oppervlaktewateren bepaald. Met behulp van deze gegevens zal een soortgelijk model geconstrueerd worden dat toepasselijk is voor de Nederlandse situatie.

Roelofs (1983) onderzocht 69 zwak gebufferde wateren in Nederland en constateerde dat 77% van de wateren verzuurd was. Alle onderzochte wateren werden na 1950 nog gedomineerd door waterplanten uit het oeverkruidverbond. Indien de wateren in kalkhoudende duingebieden niet worden meegerekend is het verzuringspercentage aanzienlijk hoger (Roelofs, persoonlijke mededeling). In paragraaf 4.4. wordt aangetoond dat in 67% van de extreem zure wateren in het verleden vispopulaties zijn waargenomen. Figuur 15 toont dat 94% van de zwak gebufferde wateren (alkaliniteit  $\leq 2 \text{ meq.l}^{-1}$ ) in Nederland aan het verzuren is. Het bovenstaande betekent dat in ons land 67 - 94% van de zwak gebufferde wateren verzuurd is.

In deze paragraaf is middels diverse directe en indirecte methoden aangetoond dat zwak gebufferde wateren in Nederland recentelijk verzuren. De relaties tussen waterverzuring en neerslagkwaliteit zijn echter grotendeels correlatief. In paragraaf 3.3.2. en 3.3.3. zal met behulp van beregenings- en kolomexperimenten worden aangetoond dat de huidige depositie daadwerkelijk resulteert in verzuring van zwak gebufferde aquatische milieus.

### 3.3.2. Berekeningsexperimenten met nagebootste venmilieus

Veldwaarnemingen betreffende de biotische en abiotische samenstelling van het venmilieu en de neerslagkwaliteit geven slechts een indicatie over de rol van de neerslag in de verzurings- en eutrofiëringsproblematiek van vennen. Door het nabootsen van het venmilieu met behulp van mini-oecosystemen, en deze kunstmatig te beregenen, kan het effect van een bepaalde neerslagkwaliteit causaal worden aangetoond. De verkregen resultaten met betrekking tot waterkwaliteit en vegetatiesamenstelling kunnen dan worden vergeleken met die van de veldsituatie.

Sinds december 1983 wordt in een kas een onderzoek verricht waarbij, onder gecontroleerde omstandigheden, verschillende systemen beregend worden met zwavelzuur- en ammoniumsulfaathoudend regenwater. Op deze wijze kunnen zowel dosis/effect relaties als de afzonderlijke effecten van zwavelzure en ammoniumsulfaathoudende neerslag bestudeerd en vergeleken worden. Bij dit onderzoek wordt de ontwikkeling van waterkwaliteit en vegetatiesamenstelling gevolgd in van oorsprong zwak gebufferde en voedselarme venmilieus.

Belangrijke uitgangspunten voor deze proefopstelling zijn de veldwaarnemingen betreffende vegetatiesamenstelling van vennen (Roelofs, 1983) en de neerslagkwaliteit in het Peelgebied (paragraaf 3.2.1.). In totaal werden 8 venmilieus gemaakt met behulp van kalkarm pleistoceen mineraal zand. Deze werden beplant met verschillende soorten water- en oeverplanten. De gebruikte soorten zijn: a) waterplanten die gevoelig zijn voor verzuring en eutrofiëring zoals oeverkruid (*Littorella uniflora*), drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) en teer vederkruid (*Myriophyllum alterniflorum*) en b) water- en oeverplanten die zich onder dergelijke condities sterk uitbreiden zoals knolrus (*Juncus bulbosus*), veenmos (*Sphagnum spec.*) en kruipend struisgras (*Agrostis canina*). Naast deze soorten van het aquatische milieu werden op de terrestrische delen bovendien struikheide (*Calluna vulgaris*) en pijpestrootje (*Molinia caerulea*) geplant.

De beregening van de systemen gebeurt met twee typen regenwater, n.l. een (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) pH-gradiënt en een (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-gradiënt. Beide typen neerslag lijken in ons land een grote rol te spelen in de verzurings- en eutrofiëringsproblematiek van vele vennen. Tevens wordt een blanco en een fosfaatbehandeling gebruikt. De "blanco" beregening bestaat uit gedemineraliseerd leidingwater en is dus in feite schoon regenwater. Fosfaat wordt toegevoegd om na te gaan of fosfaatverrijking vanuit de

atmosfeer leidt tot eutrofiëring van venmilieus. Op deze manier zijn 8 variaties gemaakt (zie volgend schema).

Proefopstelling kasexperiment:

<u>ven no.:</u>	1	2	3	4	5	6	7	8
<u>berekening:</u>	←————— pH-reeks —————→				←— (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -reeks —————→			
	blanco				+PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>			
<u>samenstelling regenwater (µmol.l.<sup>-1</sup>):</u>								
pH	5.6	5.0	4.25	3.5	5.6	5.6	5.6	5.6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	20	40	80	150	150	270	770	770
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	-	-	-	250	500	1500	1500
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	40	40	40	-	-	-	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-	-	-	-	-	-	-	10

De verschillende regenwaterbehandelingen bieden de mogelijkheid om effecten zowel kwalitatief (blanco, zuur, ammonium) als kwantitatief (pH- en (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-reeks) te bestuderen. De venmilieus worden berekend met 700 mm neerslag per jaar, dit komt overeen met de in tabel 10 vermelde deposities. De gebruikte gradiënten zijn zodanig gekozen dat de huidige depositie van zure en verzurende componenten binnen de reeksen liggen. Reeds na 6 maanden (juni 1984) waren de resultaten van dit berekeningsexperiment duidelijk zichtbaar. Zowel de waterkwaliteit als de vegetatie hebben zich goed ontwikkeld. Een volledige kwantitatieve (dosis/effect) analyse van de ontwikkelingen kan echter pas na een jaar onderzoek uitgewerkt worden. De hierna besproken resultaten zijn slechts voorlopig. Toch geven ze al een goed beeld van de invloed van regenwaterkwaliteit op waterverzuring en vegetatie-ontwikkeling in van oorsprong zwak gebufferde en voedselarme venmilieus.

In de kas worden ook vergelijkbare experimenten uitgevoerd met nabootste kalk- en voedselarme duinplassen. Op dit moment is het (nog) niet mogelijk om de resultaten in dit rapport te presenteren. In paragraaf 4.2. worden echter al wel enkele uitspraken gedaan over de relatie tussen de waterkwaliteit en vegetatie-ontwikkeling.

Tabel 10. Depositie van verschillende componenten per venmilieu.

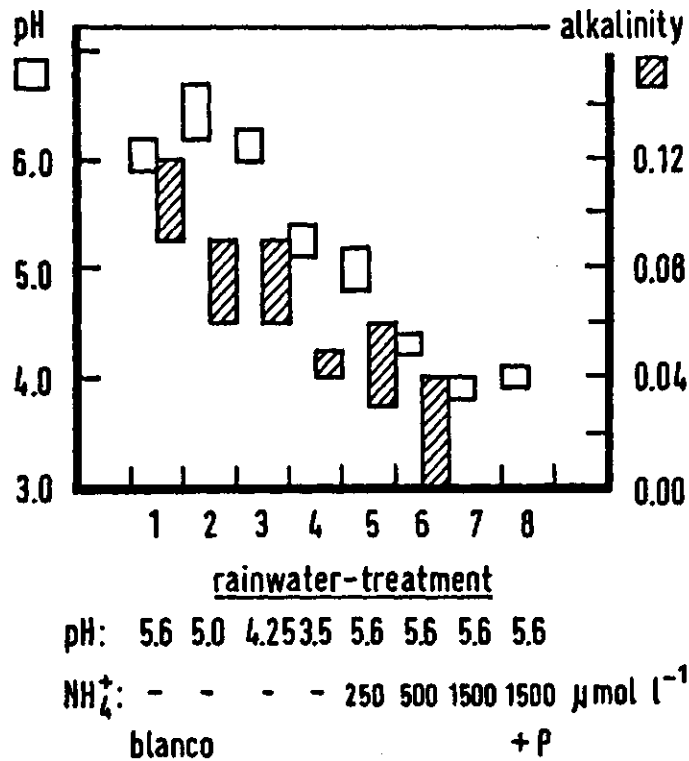
	van no.								nationaal* (totaal)	locaal** Peelgebied (nat)
	1	2	3	4	5	6	7	8		
H <sup>+</sup>	0.2	0.7	3.9	22	0.2	0.2	0.2	0.2	(x 10 <sup>3</sup> mol/ha/jaar)	1.5- 5.1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	-	-	-	17.5	35.0	105	105	"	15.6-32.0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1.4	2.8	5.6	10.5	10.5	18.9	53.9	53.9	"	6.2-13.0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	2.8	2.8	2.8	-	-	-	-	"	4.7- 5.2
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-	-	-	-	-	-	-	0.7	"	0.4- 0.9
potentieel zuur	0.2	0.7	3.9	22	37	70	210	210	"	60 40 -66
N	-	4	4	4	25	49	147	147	(kg/ha/jaar)	48 28 -52
S	5	9	18	34	34	61	173	173	"	50 20 -42
P	-	-	-	-	-	-	-	2	"	0.2 1.2- 2.8

\* bron: van Aalst (1984)

\*\* eigen gegevens (hoofdstuk 3.2)

### Effecten op waterkwaliteit

In figuur 19 worden de zuurgraad (pH) en het zuurbindend vermogen (alkaliniteit) van het venwater, na een half jaar beregenen, weergegeven. De sterk verzurende werking van (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> valt direct op: bij een depositie van 10,5 kmol/ha/jaar daalt de pH tot waarden van 3,8 - 4,0. Als het regenwater zuur is (pH = 3,5) bereikt het water een zuurgraad van 5,2 - 5,4. Regenwater met een pH van respectievelijk 5,0 en 4,25 veroorzaakt geen directe verzuring van een oorspronkelijk zwak gebufferd ven. Een directe zuurinput van 2,2 kmol/ha/jaar werkt minder snel verzurend dan een ammonium-depositie van 1,75 kmol/ha/jaar. Hieruit blijkt dat de indirect verzurende werking van ammonium sterker is dan een (in equivalenten) vergelijkbare directe zuurinput. Een verklaring hiervoor is het nitrificatieproces waarbij per mol ammonium 2 mol zuur (H<sup>+</sup>) ontstaat. Bovendien versterkt dit de veronderstelling dat de depositie van zuur berekend kan worden door de H<sup>+</sup>-depositie te verhogen met 2 maal de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-depositie (van Aalst, 1984). Deze berekening wordt gebruikt om de potentiële zuurdepositie via de neerslag te bepalen. Hiermee wordt aangegeven hoeveel zuur maximaal in het milieu gevormd kan worden. De effectiviteit van dit zuurvormende proces wordt echter sterk beïnvloed door de kwaliteit (carbonaatgehalte, pH en O<sub>2</sub>-niveau) van



Figuur 19. Zuurgraad (pH) en alkaliniteit ( $\text{meq.l}^{-1}$ ) van venwater bij verschillende regenwaterkwaliteit.

water, bodem en vegetatie-samenstelling.

De gemiddelde depositie van potentieel zuur in ons land wordt voor meer dan 80% bepaald door  $\text{H}^+$ -ionen afkomstig van ammonium. In het Peelgebied kan dit plaatselijk, nabij bio-industrie activiteiten, oplopen tot meer dan 90%. Bovendien is de totale potentiële zuurdepositie in deze streek 2 à 3 maal zo hoog (12 - 20  $\text{kmol/ha/jaar}$ ) als het landelijk gemiddelde (6  $\text{kmol/ha/jaar}$ ). De regenwaterbehandelingen van de venmilieus 6, 7 (en 8) komen overeen met deze landelijke en regionale depositiegegevens (zie tabel 10): de pH van het venwater daalt onder deze omstandigheden tot respectievelijk 4,2 en 3,8 (figuur 19). Wanneer de regenwatersamenstelling en de pH van het water vergeleken worden, blijkt er een verband te zijn tussen de totale potentiële zuurinput en de zuurgraad van het venwater.

Op grond van de pH waarden lijkt het erop dat er pas een verzurende werking optreedt, wanneer de totale zuurinput meer dan 2,2  $\text{kmol H}^+/\text{ha/jaar}$  is. De alkaliniteit (figuur 19) geeft echter aan dat ook een geringere zuurinput (regenwater pH 5,0 en 4,25) een verzurend effect

heeft omdat onder deze omstandigheden de alkaliniteit, een maat voor het (bi)carbonaatgehalte, reeds aanzienlijk daalt. Hiermee wordt duidelijk dat voor het aantonen van verzuring de pH van het water niet altijd tot de juiste conclusies leidt. Verzuring van wateren kan in het algemeen beter worden weergegeven met behulp van alkaliniteitgegevens. Wanneer de alkaliniteit van een zwak gebufferd (laag alkalien) water afneemt, is er al sprake van verzuring, hoewel dit niet met pH-metingen aan te geven is. Dit wordt veroorzaakt door het nogal ingewikkelde (bi)carbonaat-buffercomplex. Als de alkaliniteit voldoende hoog is, blijft de pH in het algemeen ook redelijk hoog. De pH daalt pas wanneer de alkaliniteit zeer sterk afgenomen is. Het kasexperiment maakt duidelijk dat iedere zuurinput via de atmosfeer, direct als  $H^+$  of indirect via  $NH_4^+$ , leidt tot een afname van de alkaliniteit. De alkaliniteit daalt sterk wanneer het regenwater zuur (pH = 3,5) of rijk aan ammonium is. Bij een ammoniumdepositie van 10,5 kmol/ha/jaar daalt de alkaliniteit tot nul door de indirect verzurende invloed via het nitrificatieproces. Ook voor de alkaliniteit geldt dat deze gerelateerd is aan de totale potentiële zuurinput.

Concluderend kan worden gesteld dat de depositie van  $NH_x(SO_x)$ -verbindingen leidt tot een ernstige verzuring van oorspronkelijk zwak gebufferde venmilieus. In Nederland speelt de hoge depositie van deze componenten vooral op regionale schaal kwantitatief een dominante rol in het verzuringsproces van deze milieus.

Tot nu toe is duidelijk geworden dat zowel zuur ( $H_2SO_4$ ) als ammoniumsulfaathoudend regenwater veranderingen veroorzaakt in de alkaliniteit en zuurgraad van het venwater. De invloed van de neerslagkwaliteit op andere parameters van het venwater kan in dit stadium van het onderzoek slechts met kwalitatieve tendensen aangegeven worden. Deze gegevens worden vermeld in tabel 11.

Een exacte kwantitatieve benadering kan pas gegeven worden wanneer het berekeningsexperiment beëindigd is. Verzuring van het regenwater door zwavelzuur veroorzaakt pas bij een pH ( $H_2SO_4$ ) = 3,5 een duidelijke toename van de sulfaatconcentratie in het venwater. Een geringere sulfaatinput leidt niet tot een verhoging van de sulfaatconcentratie. Blijkbaar kan het venmilieu een bepaalde zuur- en sulfaattoevoer via het regenwater "verwerken", zodat er geen pH-daling of sulfaattoename in het venwater ontstaat. De concentratie van ammonium, fosfaat en kalium in het venwater wordt door de verzuring van het regenwater niet merkbaar



Tabel 11. Invloed van de regenwater-samenstelling\* op enige chemische parameters van het venwater.

venmilieu:	1	2	3	4	5	6	7	8
regenwater:	blanco	←— pH(H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) —→			←— (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> —→			
daling pH		-	-	+	+	+	+	+
afname alkaliniteit		+	+	+	+	+	+	+
toename SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>		-	-	+	+	+	+	+
toename NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		-	-	-	-	+	+	+
toename NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		+	+	+	+	+	+	+
toename PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		-	-	-	-	-	-	-
toename K <sup>+</sup>		-	-	-	+	+	+	+
afname troebelheid		-	-	+	+	+	+	+

\* zie gegevens op blz. 47.

- geen duidelijke verandering ten opzichte van de blanco regenwater-behandeling.

+ verschilt duidelijk van de blanco regenwaterbehandeling.

beïnvloed. Het nitraatgehalte blijkt onder invloed van nitraathoudend regenwater toe te nemen.

De depositie van ammoniumsulfaat leidt tot grotere veranderingen in de ionsamenstelling van het venwater. Een depositie van 1,75 en 5,25 kmol (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> per hectare per jaar veroorzaakt een toename van de ammoniumconcentratie in het verzuurde (pH ca. 4) venwater. De nitraat-, sulfaat- en kaliumconcentratie neemt ten opzichte van ammoniumvrij regenwater, bij alle ammoniumsulfaatbehandelingen toe. Grote verschillen ontstaan echter pas duidelijk bij een ammoniumsulfaatdepositie van 1,75 en 5,25 kmol per hectare per jaar. Ook voor ammoniumsulfaat geldt dat het venmilieu een bepaalde toevoer via de atmosfeer "tolereert" zonder dat er merkbare veranderingen in de ionsamenstelling van het venwater ontstaan. De fosfaatconcentratie wordt, ook bij een fosfaat-toevoer vanuit de lucht, niet merkbaar beïnvloed.

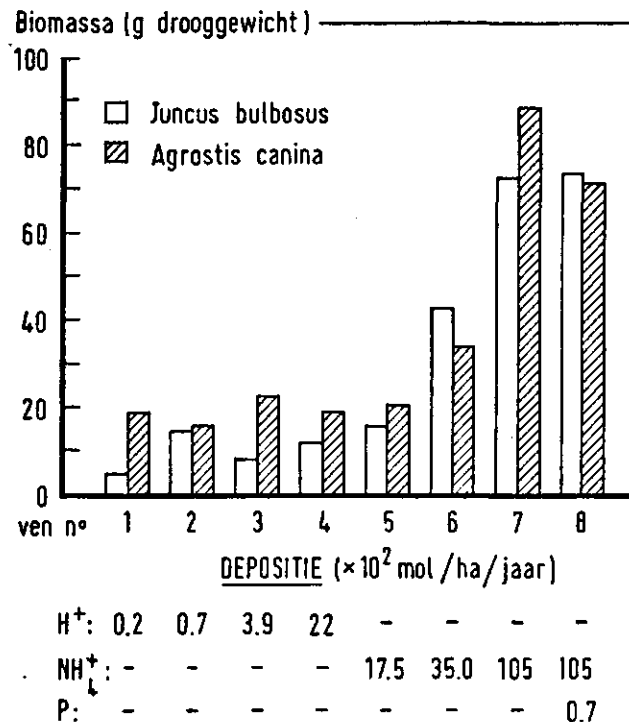
De troebelheid van het water neemt af bij zowel zuur (pH = 3,5) als ammoniumsulfaathoudend regenwater. Onder deze omstandigheden is de pH van het venwater in alle gevallen lager dan ca. 5.

De hier vermelde resultaten geven aan dat met name de huidige depositie van NH<sub>x</sub>(SO<sub>x</sub>) in het Peelgebied grote veranderingen veroorzaakt in de

ionensamenstelling van de nagebootste venmilieus. Een sterke verzuring van het regenwater tot pH = 3,5 blijkt in de betreffende onderzoeksperiode minder ernstige gevolgen te hebben.

*Effecten op vegetatie-ontwikkeling*

Vooraf ammoniumsulfaathoudend regenwater blijkt tot grote veranderingen te leiden in de vegetatiesamenstelling van oorspronkelijk zwak gebufferde en voedselarme venmilieus. Een hoge depositie van stikstof in de vorm van  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  leidt tot een sterke biomassatoename van knolrus (*Juncus bulbosus*), veenmos (*Sphagnum*) en kruipend struisgras (*Agrostis canina*). In figuur 20 is de totale biomassa van knolrus en kruipend struisgras, na 7 maanden, weergegeven in de met verschillende regenwaterkwaliteit behandelde venmilieus. Een depositie van 3,5 en 10,5 kmol  $\text{NH}_4^+$ /ha/jaar veroorzaakt een duidelijke toename van de biomassa.



Figuur 20. Biomassa van knolrus en kruipend struisgras bij verschillende deposities van zuur, ammonium en fosfaat.

Deze depositiegegevens zijn representatief voor respectievelijk de gemiddelde depositie van verzurende en bemestende componenten via  $\text{NH}_x$ -verbindingen in ons land en de regionale depositie van deze componenten in het Peelgebied. In beide gevallen (vennummers 6, 7 en 8) leidt de aanvoer van ammoniumsulfaat via de neerslag tot een sterke woekering van genoemde soorten. Een met het Peelgebied vergelijkbare depositie van het fosfaat heeft geen duidelijke invloed op de groei van knolrus en kruipend struisgras. De biomassa is in deze situatie (ven 8) vergelijkbaar met de overeenkomstige N-behandeling zonder fosfaat (ven 7). In de van oorsprong voedsel- en kalkarme venmilieus blijkt dat niet fosfaat, maar stikstof de limiterende factor is. Stikstofverrijking (door depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen) bevordert in deze systemen dan ook de groei van ammoniumminnende plantesoorten.

Deze soorten breiden zich vooral sterk uit langs de oeverzone van de met ammonium verrijkte en verzuurde venmilieus, terwijl ondergedoken plantesoorten zich onder dergelijke condities niet kunnen handhaven. Oeverkruid (*Littorella uniflora*), teer vederkruid (*Myriophyllum alterniflorum*), drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) zijn blijkbaar niet aangepast om de veranderde chemische samenstelling van het venwater te overleven. Belangrijk hierbij is de sterke afname van de alkaliniteit (figuur 19) waardoor ondergedoken waterplanten problemen krijgen met hun C-voorziening. Eerder verricht onderzoek (Roelofs et al., 1984; Schuurkes & Roelofs, 1983) toont aan dat verzuring van venmilieus leidt tot het verdwijnen van alle ondergedoken soorten doordat anorganisch koolstof de beperkende factor wordt. Onder dergelijke omstandigheden kunnen zich alleen nog water- en oeverplanten handhaven die gebruik kunnen maken van kooldioxide ( $\text{CO}_2$ ) uit de atmosfeer. In paragraaf 4.2. worden de effecten van een veranderde koolzuur- en stikstofhuishouding op het voorkomen van plantesoorten in venmilieus uitvoerig beschreven.

Verzuring van het regenwater heeft relatief een geringe invloed op pH, alkaliniteit en voedingsstoffentoestand van het venwater. Er is dan ook geen directe invloed waarneembaar op de vegetatiesamenstelling. Onder deze blijvende voedselarme en laag alkaliene condities blijken alle genoemde soorten (zowel water- als oeverplanten) zich naast elkaar te kunnen handhaven. De relatief geringe verandering van de waterkwaliteit onder invloed van zuur regenwater, ten opzichte van de met  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  belaste venmilieus, veroorzaakt geen duidelijke toe- of afname

van de biomassa van bepaalde plantesoorten.

Opvallend is echter dat epifyten uitsluitend voorkomen in de niet-verzuurde (pH groter dan 5,4) venmilieus (nrs. 1,2 en 3). Verzuring van het water, zowel direct via zuur regenwater als indirect via ammonium, blijkt de ontwikkeling van deze microfloracomponent (direct of indirect) te verhinderen. Ook een hoge depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen leidt niet tot een ontwikkeling van epifyten. Waarschijnlijk spelen voor deze groep organismen andere voedingsstoffen (zoals bijvoorbeeld fosfaat) een belangrijke rol.

#### *Interacties tussen neerslagsamenstelling, waterkwaliteit en vegetatie-ontwikkeling*

De reeds eerder beschreven waarnemingen betreffende waterkwaliteit en vegetatie-ontwikkelingen zijn binnen de "zure neerslag" problematiek van groot belang voor het vaststellen van oorzaak/dosis-effect relaties. Het zal inmiddels duidelijk zijn dat niet de zure regen op zich, maar vooral de hoge depositie van  $\text{NH}_x$  ( $\text{SO}_x$ ) verbindingen tot grote chemische en floristische veranderingen leidt. De veranderingen in waterkwaliteit komen tot stand door interacties tussen neerslagkwaliteit, micro-organismen en vegetatie (biochemische processen), gecombineerd met interacties tussen water en bodem (fysisch-chemische processen). Hierbij speelt vooral ammonium een grote rol omdat stikstof een belangrijke factor is in het functioneren van aquatische oecosystemen. Een hoge depositie van ammonium zal de stikstofhuishouding zowel kwalitatief als kwantitatief sterk beïnvloeden, waardoor de watersamenstelling verandert. Een belangrijke rol hierbij speelt het (microbiële) nitrificatieproces:  $\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{H}^+ + \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$ . Per mol ammonium ontstaat 2 mol zuur ( $\text{H}^+$ ). Daarnaast kan ook de vegetatie de waterkwaliteit beïnvloeden door de opname van ammonium. Vaak wordt aangenomen dat ook dit proces een rol speelt in de verzuring omdat de opname van 1 mol  $\text{NH}_4^+$  gecompenseerd kan worden door de afgifte van 1 mol  $\text{H}^+$ . Het kasexperiment geeft een goed beeld van de processen die kwantitatief een belangrijke plaats innemen bij de veranderingen van waterkwaliteit en vegetatie-ontwikkeling onder invloed van ammoniumsulfaathoudend regenwater. Dit leidt tot de hierna beschreven (voorlopige) conclusies.

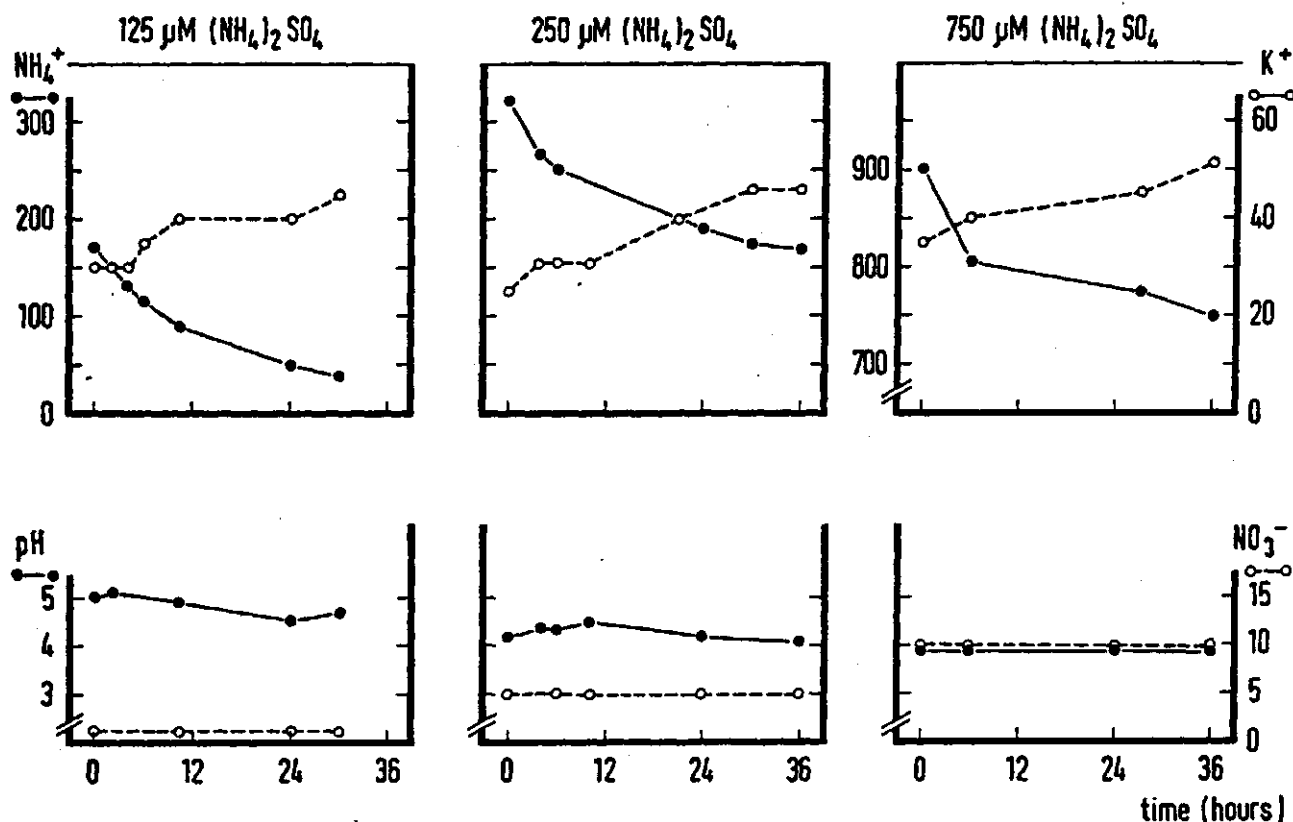
De door ammoniumsulfaathoudend regenwater veroorzaakte verzuring van het venwater is afhankelijk van de totale depositie van deze

stikstofverbinding. Naarmate de depositie van ammonium groter is, gaat de verzuring sneller en daalt de pH verder. Bij een depositie van 1,75, 3,5 en 10,5 kmol  $\text{NH}_4^+$ /ha/jaar is de pH van het venwater in juni respectievelijk 5,0, 4,2 en 3,8. Reeds vroeg in het voorjaar, nog voordat de vegetatie zich ontwikkelt, worden deze pH-waarden benaderd. Hieruit blijkt dat in deze periode de microbiële activiteit door het nitrificatieproces voor de verzuring verantwoordelijk is. Ook de voortdurende maandelijkse input van ammoniumsulfaat leidt niet tot een verdere verzuring. Blijkbaar is de maandelijkse depositie van potentieel verzurende verbindingen niet voldoende om de pH van het water verder te laten dalen. De mate van verzuring wordt dus op de eerste plaats bepaald door de totale hoeveelheid ammoniumverbindingen.

Het nitrificatieproces wordt beïnvloed door de zuurgraad van het milieu en is optimaal in een neutrale tot zwak-basische (pH 7 à 8) omgeving (Focht & Verstraete, 1977). Beneden een pH van 5 neemt de activiteit van nitrificerende bacteriën sterk af. Dit leidt tot een overschot van ammoniumionen die dan beschikbaar zijn voor de aanwezige vegetatie. Figuur 20 laat zien dat de biomassa van ammoniumminnende plantesoorten pas toeneemt bij een depositie van 3,5 kmol  $\text{NH}_4^+$ /ha/jaar. Onder deze omstandigheden (pH = 4,2) blijkt het nitrificatieproces zodanig geremd te worden dat er voldoende ammonium aanwezig is voor de groei en ontwikkeling van de aanwezige vegetatie. Bij een nog grotere depositie van  $\text{NH}_4^+$ -verbindingen (10,5 kmol/ha/jaar) daalt de pH tot 3,8 en is de beschikbare hoeveelheid ammoniumionen ook groter, omdat het nitrificatieproces hier volledig lijkt te stagneren. Dit leidt dan tot een nog sterkere ontwikkeling van een stikstofminnende vegetatie. Een geringere depositie van ammonium (1,75 kmol/ha/jaar) veroorzaakt slechts een verzuring tot pH = 5; in dit geval neemt de biomassa, vergeleken met die van de N-vrije deposities, niet toe. Het nitrificatieproces wordt onder deze condities niet voldoende geremd om een sterke biomassa-toename van de vegetatie te verporzaken. In venmilieus met een hoge depositie van ammoniumverbindingen wordt de ontwikkeling van een N-minnende (oever) vegetatie bepaald door de beschikbare hoeveelheid ammoniumionen. Deze zal groter zijn bij een hogere depositie van  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  omdat het nitrificatieproces bij een lagere pH sterker geremd wordt. In paragraaf 3.3.3. wordt de invloed van de pH op de remming van het nitrificatieproces uitvoerig beschreven. In een verzuurd venmilieu

zal daarom de  $\text{NH}_4^+$ -concentratie positief gecorreleerd zijn met de depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen.

Naast de effecten van de interacties tussen  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -depositie, nitrificatie en verzuring op de vegetatie-ontwikkeling is de invloed van een goed ontwikkelde vegetatie op de waterkwaliteit van belang. Vanaf de zomerperiode speelt de biomassa zowel kwantitatief als kwalitatief een grote rol bij veel processen die de samenstelling van het venwater beïnvloeden. In de verzuurde milieus met een hoge  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  depositie is vooral ammoniumopname door planten een belangrijk proces. Het wordt vaak aangenomen dat dit proces van groot belang is voor de pH-ontwikkeling van het water. Zo is bijvoorbeeld bekend dat veenmos een ionuitwisselingsmechanisme heeft waarbij de opname van positieve ionen gecompenseerd wordt door afgifte van zuur ( $\text{H}^+$ )-ionen. Het blijft echter de vraag in hoeverre dit ook voor  $\text{NH}_4^+$  geldt. Bovendien is dit proces voor vele andere soorten van het aquatische milieu nog niet onderzocht. Voedingsstoffenopname-experimenten (Roelofs et al., 1984) geven aan dat oeverkruid de ammoniumopname vooral compenseert door afgifte van kalium ( $\text{K}^+$ )-ionen. Ook in het geval van het kasexperiment lijkt dit proces een belangrijke rol te spelen. In figuur 21 staan de resultaten van een in juli uitgevoerd kortdurend experiment waarbij processen als  $\text{NH}_4^+$ -opname, nitrificatie en  $\text{K}^+$ -afgifte bestudeerd werden. Hiermee wordt duidelijk dat de verschillende  $\text{NH}_4^+$ -concentraties, veroorzaakt door de depositie van  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , de pH van het water nauwelijks beïnvloeden. De afname van de  $\text{NH}_4^+$ -concentratie gaat niet gepaard met een verdere verzuring van het water. De aanwezige vegetatie van knolrus (*Juncus bulbosus*), veenmos (*Sphagnum*) en kruipend struisgras (*Agrostis canina*) leidt niet tot een verdere verzuring van het water. Dit wordt veroorzaakt door: a) remming van het nitrificatieproces bij lage pH, en b) compensatie van ammoniumopname door kaliumafgifte door de vegetatie. De aanwezige vegetatie blijkt het verzuringsproces niet direct te beïnvloeden. Het is echter duidelijk dat de kaliumconcentratie in het water wel wordt beïnvloed. Hierbij spelen ook (fysisch-chemische) interacties tussen bodem en water een belangrijke rol. Met name vroeg in het voorjaar, nog voordat de vegetatie zich ontwikkelt, is de kaliumconcentratie sterk verhoogd in de zure en ammoniumrijke venmilieus. In paragraaf 3.3.3. wordt dit verschijnsel verder besproken. Momenteel wordt nagegaan of kalium een rol speelt in de sterke biomassatoename van de vegetatie.



Figuur 21. Het effect van ammoniumsulfaat op het verloop van ammonium, kalium, nitraat ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ ) en zuurgraad in nagebootste venmilieus (nrs. 5, 6 en 7).

Eén van de factoren die de activiteit van micro-organismen bepaalt is de temperatuur. Het is dan ook logisch dat gedurende een warme zomerperiode de toename van microbiële activiteit, i.c. het nitrificatieproces, de pH-ontwikkeling verder beïnvloedt. In dat geval kunnen de uiteindelijke pH-waarden nog lager worden, maar blijven de verschillende effecten van de diverse  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -deposities gehandhaafd.

Concluderend kan worden gesteld dat de totale depositie van  $\text{NH}_x(\text{SO}_x)$ -verbindingen bepalend is voor de waterkwaliteit en vegetatiesamenstelling. Het nitrificatieproces speelt hierbij een dominante rol en beïnvloedt zowel de  $\text{H}^+$ -concentratie als de hoeveelheid beschikbare  $\text{NH}_4^+$ -ionen in het water. Naarmate de ammoniumdepositie hoger is, leidt een combinatie van deze processen tot een sterke toename van de stikstof-minnende (oever-)vegetatie. Venmilieus die continu worden belast

met een gelijkblijvende depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen zullen niet snel verder verzuren omdat er een "biochemisch evenwicht" ontstaat tussen ammoniuminput, zuurgraad, nitrificatie en vegetatie. Een toename van de ammoniumdepositie leidt echter tot een sterkere verzuring van het water en een uitbreiding van de stikstof-minnende (oever)vegetatie (eutrofiëring).

#### *Vergelijking met de veldsituatie*

De resultaten van het kasexperiment komen overeen met waarnemingen van Roelofs (1983). De door hem geconstateerde verandering van het type vegetatie in verzurende vennen is vergelijkbaar met de vegetatie-ontwikkeling in de nagebootste venmilieus. Bij een extreme verzuring van het water verdwijnen alle oorspronkelijk aanwezige ondergedoken waterplanten door een veranderde koolzuurhuishouding ( $\text{CO}_2$ -gebrek). Stikstofverrijking van een verzuurd milieu door een hoge depositie van  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  leidt bovendien tot een sterke ontwikkeling van een periodiek ondergedoken ammoniumminnende (oever) vegetatie.

De mate van verzuring en stikstofverrijking van vele venmilieus wordt vooral bepaald door de totale hoeveelheid van ammoniumsulfaat (zie deze paragraaf). Zowel in ruimte als in tijd bestaat er een verband tussen de verzuring van oorspronkelijk zwak gebufferde venmilieus en de activiteit van intensieve veehouderijen. Deze vorm van agrarische bedrijfsvoering veroorzaakt een hoge depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen (zie paragraaf 3.2.) en is geconcentreerd in het zuiden, midden en oosten van ons land. Vooral in het zuiden en oosten zijn veel verzuurde vennen aanwezig (van Dam et al., 1981; Roelofs et al., 1983). Ook is bekend dat de verzuring gedurende de laatste 30 à 35 jaar ernstige vormen heeft aangenomen. In de overeenkomstige periode is bovendien de hoeveelheid pluimvee en varkens met een factor van 4 à 5 toegenomen (Buysman, 1984), zodat mag worden aangenomen dat ook de depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen is toegenomen. Wanneer deze gegevens gecombineerd worden is het duidelijk dat gedurende de laatste 30 à 35 jaar de toename van de emissie en depositie van stikstofverbindingen, vooral op regionale schaal, bepalend is geweest voor de huidige toestand van vele vennen in het zuiden en oosten van Nederland. De toename van de depositie van  $\text{NH}_x(\text{SO}_x)$ -verbindingen in ruimte en tijd heeft in sterke mate bijgedragen aan de kwaliteitsvermindering van oorspronkelijk zwak gebufferde en voedselarme venmilieus.



### 3.3.3. Veranderingen in water- en bodemprocessen onder experimentele omstandigheden

Aan de basis van ontwikkelingen die plaatsvinden in het aquatische milieu staan talloze biochemische en fysisch-chemische processen. Deze processen zijn primair verantwoordelijk voor veranderingen in waterkwaliteit en beïnvloeden daarmee de vegetatie-ontwikkeling. Voor waterplanten zijn vooral de voedingsstoffen koolstof (C), stikstof (N) en fosfor (P) van belang. Veranderingen in het functioneren van aquatische oecosystemen hangen nauw samen met veranderde voedingsstoffencondities. Binnen de "zure" neerslagproblematiek is verzuring van het water één van de factoren die leiden tot functionele veranderingen van oorspronkelijk zwak gebufferde en voedselarme venmilieus. Vooral de depositie van  $\text{NH}_x$ -verbindingen blijkt tot een sterke verzuring te kunnen leiden door het nitrificatieproces. Hierbij treden tevens veranderingen op in de stikstofhuishouding; in plaats van nitraat wordt ammonium de dominante stikstofvorm. Daarnaast nemen zowel het (bi)carbonaatgehalte als de beschikbaarheid van fosfaat af. Ook de microbiële activiteit verandert, afbraakprocessen worden geremd, organisch materiaal hoopt zich op en vele biochemische processen stagneren wanneer het water sterk verzuurt (Hendrey et al., 1976). Veranderingen in fysisch-chemische processen uiteten zich bijvoorbeeld in de verhoogde oplosbaarheid van (zware) metalen.

Bij al deze processen speelt het sediment onder water een grote rol. De micro-organismen die verantwoordelijk zijn voor biochemische processen bevinden zich uitsluitend in de bovenste sedimentlaag, terwijl de fysisch-chemische processen zich vooral afspelen op het grensvlak tussen sediment en water. De gevolgen van verzuring voor de waterkwaliteit zijn dus een netto-resultaat van veranderingen van biochemische activiteit, fysisch-chemische processen in het sediment en veranderde interacties tussen sediment en water.

In dit hoofdstuk worden de gevolgen van door verzuring veranderde processen beschreven. Met behulp van zogenaamde "kolomexperimenten" worden de procesmatige details van de veranderingen in waterkwaliteit en bodemsamenstelling bestudeerd. Omdat deze experimenten causale verbanden aangeven, dienen ze ter onderbouwing van veldwaarnemingen. De proefopstelling bestaat uit glazen cylinders waarin zich sediment en water (1:3) bevindt. Effecten van bepaalde factoren (zoals pH) worden

bestudeerd met behulp van gradiënt-reeksen waarbij de waterkwaliteitsontwikkeling onder gecontroleerde omstandigheden (20° C, donker) gedurende 10 weken wordt gevolgd.

De belangrijkste uitgangspunten die de resultaten vergelijkbaar moeten maken met de veldsituatie, zijn:

- a. vennen worden gevoed door en zijn dus vrijwel volledig afhankelijk van regenwater;
- b. veranderingen in waterkwaliteit worden veroorzaakt door biochemische en fysisch-chemische processen die vooral plaatsvinden op het grensvlak tussen sediment en water.

Binnen het kader van de verzuringsproblematiek zijn de volgende processen bestudeerd:

- verzuring door ammoniumsulfaat
- invloed van verzuring op de stikstof-, zwavel-, koolstof-, kalium- en fosfaathuishouding
- invloed van het carbonaatgehalte van het sediment op de waterkwaliteit
- mobilisatie van zware metalen
- afbraak van afgestorven plantemateriaal.

De resultaten van de tot nu toe uitgevoerde experimenten worden uitgebreid besproken door Houdijk & Kok (1984) en Meertens & Vek (1984).

#### *Verzuring door ammoniumsulfaat*

De veldwaarnemingen betreffende de neerslagkwaliteit en het kas-experiment hebben reeds duidelijk aangegeven dat  $\text{NH}_x$ -verbindingen een belangrijke rol spelen in het verzuringsproces van zwak gebufferde venmilieus. Hierbij is ook het carbonaat- of kalkgehalte van het sediment belangrijk omdat dit het bufferende vermogen en de zuurgraad van een venmilieu bepaalt. Door de invloed van verzurende componenten neemt het (bi)carbonaatgehalte af en daalt de pH van het water. De indirect verzurende invloed van  $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ , via het nitrificatieproces, is reeds in de vorige paragraaf (3.3.2.) naar voren gekomen. In het kasexperiment daalt de pH bij de hoogste  $\text{NH}_4^+$ -concentratie tot 3,8 bij een gemiddelde temperatuur van ca. 20° C. Het is van belang om, onder gecontroleerde omstandigheden, het effect van ammoniumsulfaat op de pH-ontwikkeling van het water te bestuderen. Hierbij is het interessant om na te gaan tot welke pH-waarde de verzuring door ammoniumverbindingen kan gaan. De resultaten van kolomexperimenten waarbij mineraal zand als sediment werd

gebruikt, worden vermeld in tabel 12.

Tabel 12. Effect van ammoniumsulfaat op de zuurgraad (pH) van het water bij verschillende kalkgehalten van het sediment.

ammoniumsulfaat*	kalkgehalte**		
	2.50	0.05	0.0
	pH		
0.0	5.0	4.8	-
0.1	4.1	4.0	3.9
1.0	3.8	3.8	3.8

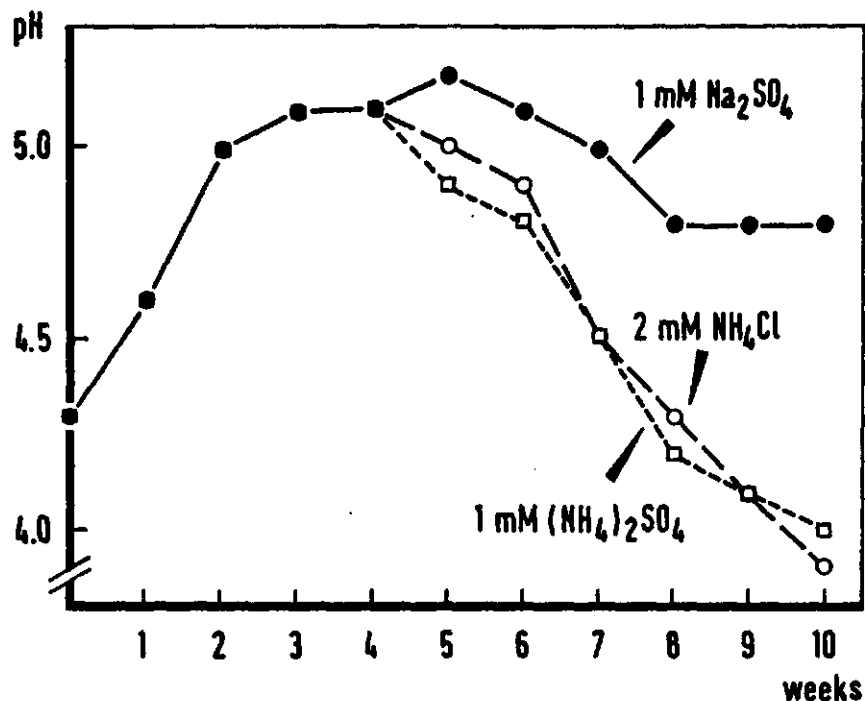
\* uitgedrukt in  $\text{mmol.l}^{-1} \text{NH}_4^+$

\*\* uitgedrukt in  $\text{mmol. anorganisch C per kg sediment}$

De mate van verzuring wordt bepaald door zowel de  $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ -concentratie van het water als het kalkgehalte van het sediment. Bij een lage ammoniumsulfaatconcentratie hangt de verzuring van het water af van het kalkgehalte van het sediment. Wanneer het sediment kalkloos is, geeft iedere  $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ -concentratie een sterke verzuring. Een kalkarm sediment (2,5  $\text{mmol. anorganisch koolstof per kg}$ ) geeft nog enige buffering, hoewel een hoge  $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ -concentratie ook hier sterk verzurend werkt. Bij een hoge ammoniumsulfaatconcentratie daalt de pH, ongeacht het kalkgehalte van het sediment, tot 3,8. Dit is blijkbaar de zuurgraad waarbij het nitrificatieproces in aquatische milieus stagneert en het water niet verder verzuurt. Deze resultaten komen overeen met die van het kasexperiment (zie 3.3.2.). Verzuring van het water heeft uiteraard ook invloed op het kalkgehalte van het sediment. Een toename van de  $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ -concentratie in het water leidt tot een verdere afname van het kalkgehalte van het sediment. De volgende gegevens maken dit duidelijk: een  $\text{NH}_4^+$ -concentratie van 0, 100 en 1000  $\mu\text{M}$ . leidt tot een kalkgehalte van respectievelijk 80, 50 en 35  $\mu\text{mol.kg}^{-1}$  sediment. De huidige onderzoeksresultaten maken een exacte kwantificering (nog) niet mogelijk. Ammoniumsulfaat leidt dus tot verzuring van water en sediment. Een afname van het kalkgehalte van het sediment maakt het aquatische milieu nog gevoeliger voor verzuring.

Omdat ook processen met betrekking tot de zwavelcyclus (sulfaat-reductie, verhoogt de pH; sulfide-oxydatie verlaagt de pH) de geconsta-

teerde pH-ontwikkelingen kunnen beïnvloeden, zijn enkele aanvullende experimenten gedaan met verschillende ammonium- en sulfaatoplossingen. Figuur 22 toont de pH-ontwikkeling van de verschillende zoutbehandelingen in bodem-water kolommen.

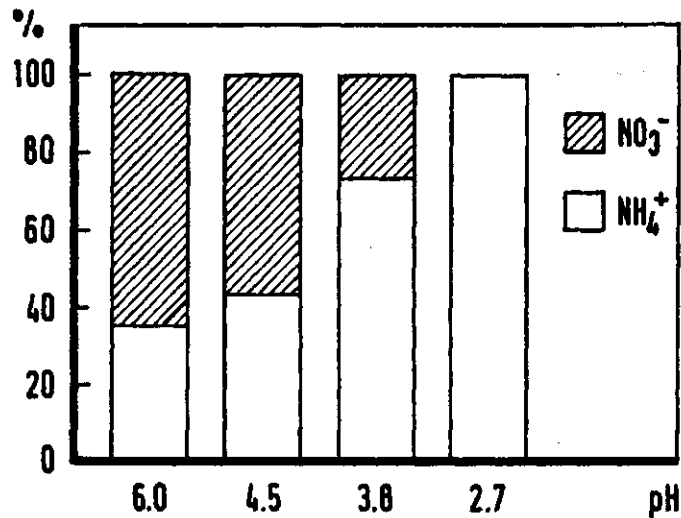


Figuur 22. pH-verloop van het water in kolommen met verschillende ammonium- en sulfaatverbindingen.

Het is duidelijk dat uitsluitend  $\text{NH}_4^+$  verantwoordelijk is voor het verzuringsproces; sulfaat beïnvloedt de pH-ontwikkeling nauwelijks. De aanvankelijke pH-stijging van het water wordt veroorzaakt door fysisch-chemische interacties tussen sediment en water.

#### *Veranderingen in de stikstof (N)-huishouding*

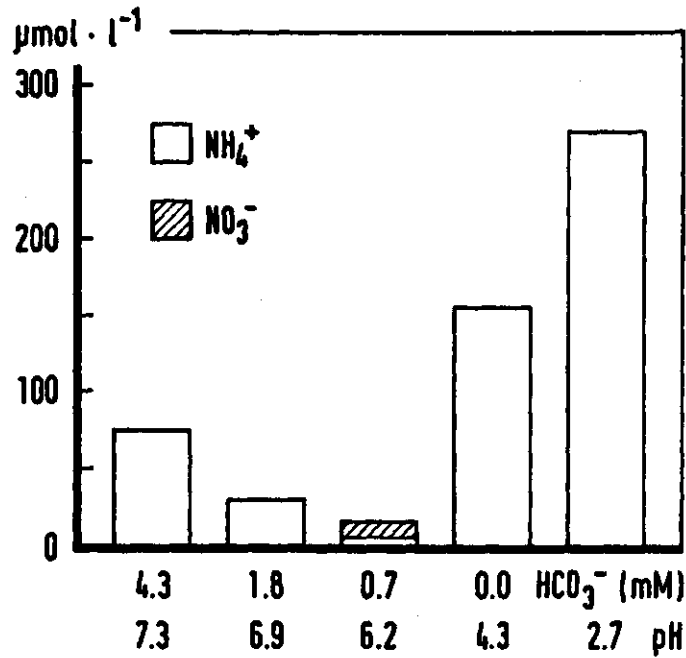
Onafhankelijk van de verzuring door ammoniumverbindingen ontstaan ook door een directe verzuring van het water veranderingen in de stikstofhuishouding. Maenen (1984) geeft een overzicht van de microbiële en oecologische aspecten van de N-cyclus. Figuur 23 toont de resultaten van een kolomexperiment bij verschillende pH-waarden. Het is duidelijk dat de relatieve verdeling van de stikstofverbindingen  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  sterk verandert bij waterverzuring: door nitraat gedomineerde stikstofcondities leiden bij verzuring tot een door ammonium gedomineerd stikstofmilieu. Bij deze ontwikkeling spelen naast de pH



Figuur 23. De relatieve verdeling (%) van ammonium en nitraat bij verschillende pH-waarden van het water.

ook andere factoren een belangrijke rol, namelijk a) de aanwezigheid van afbreekbaar organisch materiaal op of in het sediment, b) de activiteit van nitraat-verbruikende (micro-)organismen, c) de aanwezigheid van anaerobe condities in het sediment.

Onder natuurlijke omstandigheden is in het algemeen voldoende organisch materiaal aanwezig en gaat waterverzuring gepaard met een afname of het verdwijnen van (bi)carbonaat ( $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ ). Dit heeft geleid tot het bestuderen van de N-huishouding onder verschillende pH/ $\text{HCO}_3^-$ -omstandigheden van water en bodem. Hierbij werd het sediment verrijkt met organisch materiaal in de vorm van gedroogde knolrus. Figuur 24 geeft de resultaten van dit kolomexperiment weer. Ook deze resultaten laten zien dat bij lage pH-waarden  $\text{NH}_4^+$  de dominante stikstof-vorm is. Onder zwak gebufferde omstandigheden ( $\text{HCO}_3^- = 0,7 \text{ mmol.l}^{-1}$ ) is het relatieve aandeel van  $\text{NO}_3^-$  hoog, terwijl het totaal aanwezige stikstofgehalte het laagst is. Blijkbaar is hier een evenwicht aanwezig tussen ammonificatie (afbraak) en denitrificatie (nitraatverbruik). Deze situatie is vergelijkbaar met die in het veld, waar in zwak gebufferde venmilieus het stikstofgehalte laag is en gedomineerd wordt door nitraat (Roelofs, 1983). Dit evenwicht blijkt verstoord te worden onder  $\text{HCO}_3^-$ -rijke omstandigheden en door verzuring. Belangrijk hierbij is de relatie tussen pH/ $\text{HCO}_3^-$ , afbraakprocessen en de anaerobe toestand van het sediment. In een (bi)carbonaatrijk milieu (dus met een hoge pH) zijn de omstandigheden voor afbraakprocessen gunstig en ontstaan snel anaerobe condities in het



Figuur 24. Het effect van pH en HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> op de concentratie van ammonium en nitraat in het water.

sediment waardoor het gevormde nitraat weer gereduceerd wordt. Nitraat functioneert bij anaerobe afbraakprocessen als oxidator waardoor het snel uit het milieu verdwijnt. Bij lage pH-waarden wordt het afbraakproces sterk geremd waardoor er aerobe omstandigheden aanwezig zijn. Toch wordt het nitrificatieproces in dit zure milieu geremd zodat geen nitraat gevormd kan worden. De hoge NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-gehaltenes worden hier veroorzaakt door de combinatie van het vrijkomen van ammonium uit het organisch materiaal en het stagneren van het nitrificatieproces. De stikstofconditie van het zwak gebufferde milieu, die optimaal is voor plantesoorten uit het oeverkruidverbond, wordt ernstig verstoord door verzuring van het water. In deze situatie zal, onder natuurlijke omstandigheden, een toevoer van ammonium via de atmosfeer leiden tot een sterke toename van de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-concentratie in het water.

#### *Gevolgen voor de kalium (K)-huishouding*

De aanwezigheid van kalium (K<sup>+</sup>) in van regenwater afhankelijke vennen wordt op de eerste plaats bepaald door de bodemgeologie. Exogene invloeden spelen in het algemeen nauwelijks een rol, hoewel in gebieden met veel bio-activiteiten een aanzienlijke belasting via de neerslag kan plaatsvinden (zie paragraaf 3.2.). In de bodem komt kalium voor in

mineralen en gebonden aan het bodem-adsorptiecomplex. De beschikbaarheid van kalium in vennen hangt dan ook af van de uitwisseling tussen het sediment, bodemwater en water. De toevoer of aanwezigheid van grote hoeveelheden kationen leidt tot een verdringing van kalium uit het adsorptiecomplex en veroorzaakt daardoor veranderingen in de K-huishouding. Binnen het kader van de "zure neerslag"-problematiek zijn vooral de kationen waterstof ( $H^+$ ) en ammonium ( $NH_4^+$ ) van belang. Dit vormde de aanleiding tot het bestuderen van de invloed van deze componenten op de beschikbaarheid van kalium met behulp van kolomexperimenten. De resultaten zijn vermeld in tabel 13.

Tabel 13. Invloed van  $NH_4^+$ -concentratie in het water en het kalkgehalte (pH) van het sediment op de concentratie van kalium in het bodemwater.

ammonium*	kalkgehalte (pH) sediment**		
	2.50(6.6)	0.05(5.7)	0.0(4.1)
	K <sup>+</sup> bodemwater ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ )		
0.1	15	15	35
1.0	30	45	60
2.0	45	65	70

\*  $\text{mmol.l}^{-1}$  als  $(NH_4)_2SO_4$

\*\*  $\text{mmol.}$  anorganisch koolstof per kg sediment, pH bodemwater.

De concentratie van kalium in het bodemwater blijkt zowel bij verhoogde ammoniumconcentraties in het water als bij een afnemend kalkgehalte (verzuring) van het sediment toe te nemen. Deze tendens is, in mindere mate, ook waar te nemen in het water. Het is duidelijk dat ammoniumverrijking en verzuring de kaliumconcentratie in het water beïnvloeden doordat er veranderingen optreden in fysisch-chemische processen in het sediment. De resultaten onderbouwen de waarnemingen van paragraaf 3.3.2., waar in de venmilieus met een hoge ammoniumsulfaatdepositie ook hogere  $K^+$ -concentraties aanwezig zijn. De rol van biochemische processen, zoals kaliumafgifte door water- en oeverplanten, wordt in dezelfde paragraaf besproken.

#### *Veranderingen in de zwavel (S)-huishouding*

Sulfaat ( $SO_4^{2-}$ ) speelt evenals stikstof een belangrijke rol bij vele

biochemische processen (Ohle, 1954). Onder anaerobe omstandigheden functioneert sulfaat als oxidator voor de afbraak van organisch materiaal; deze sulfaatreductie kan in extreme gevallen pH-verhogend werken. Factoren als pH, zuurstofgehalte en organisch materiaal zijn voor het optreden van deze processen van essentieel belang. Het bij sulfaatreductie ontstane sulfide ( $S^{2-}$ ) wordt meestal vastgelegd als pyriet (FeS), maar ook dit proces is afhankelijk van de zuurgraad van het sediment. De oxidatie van sulfide is een proces waarbij zuurionen gevormd worden en werkt dus verzurend. Het is duidelijk dat de processen die een rol spelen in de zwavelcyclus zowel direct als indirect afhankelijk zijn van de pH van water en sediment. Verzuring van het water zal daarom belangrijke gevolgen hebben voor de zwavelhuishouding van aquatische systemen. Dit heeft geleid tot het bestuderen van de S-huishouding onder verschillende pH/ $HCO_3^-$ -condities van water en sediment dat verrijkt is met organisch materiaal. In de onderstaande tabel worden de resultaten weergegeven.

Tabel 14. De invloed van pH en  $HCO_3^-$  op de concentratie ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ ) van sulfaat, sulfide en ijzer in het water en bodemwater.

pH	$HCO_3^-$ (mM.)	bodemwater			water	
		$SO_4^{2-}$	Fe	$S^{2-}$	$SO_4^{2-}$	Fe
7.3	4.3	80	70	30	260	2
6.9	1.8	80	-	30	240	2
6.2	0.7	90	55	35	310	0.5
4.3	0.0	80	95	45	330	9
2.7	0	160	165	75	340	11
aanvangssituatie:		540	120	0	280	4

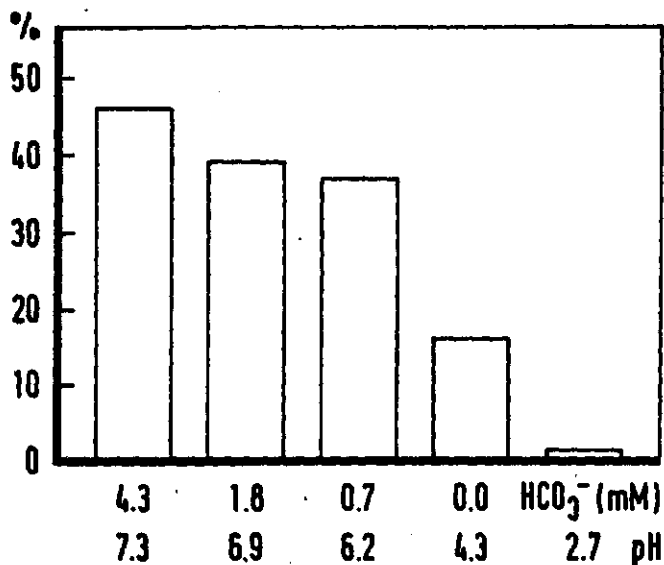
De sulfaatreductie wordt in een zuur sediment geremd, maar door de betere oplosbaarheid van ijzer en ijzersulfide-verbindingen is er netto toch meer sulfide aanwezig. Door de diffusie van sulfide naar de waterlaag, waar het wordt geoxideerd, neemt de sulfaatconcentratie toe. Dit pH-verlagend proces is mogelijk van belang bij het verzuringsproces van vennen waarbij de pH verder daalt dan 3,8 (nitrificatiegrens); dit wordt momenteel op het laboratorium bestudeerd. Bovendien geven de resultaten aan dat de toename van sulfaat in verzuurde venmilieus niet uitsluitend



bepaald wordt door een toegenomen sulfaatgehalte in de neerslag; de veranderingen van de interne biochemische processen spelen hierbij ook een rol.

*Verandering in de afbraak van organisch materiaal*

Zoals reeds eerder werd vermeld, is de invloed van waterverzuring op de afbraak van organisch materiaal van belang voor de biochemische processen die betrekking hebben op de afbraak onder anaerobe omstandigheden. De directe effecten zijn reeds vaak bestudeerd door middel van decompositie-experimenten in het water. Brock et al. (in prep.) en Traaen (1980) tonen aan dat in verzuurde systemen de decompositie-snelheid laag is. Het is echter reëler om de afbraak te bestuderen door middel van experimenten waarbij organisch plantemateriaal in en op het sediment aanwezig is. Een dergelijk kolomexperiment werd uitgevoerd; aan een mineraal zandig sediment werd gedroogd plantemateriaal toegevoegd bestaande uit knolrus. Het effect van verschillende pH en  $\text{HCO}_3^-$ -gehalten op de afbraak van organisch materiaal (totaal organisch koolstof) wordt weergegeven in figuur 25.



Figuur 25. Het effect van pH/ $\text{HCO}_3^-$  op de afname (%) van organisch materiaal.

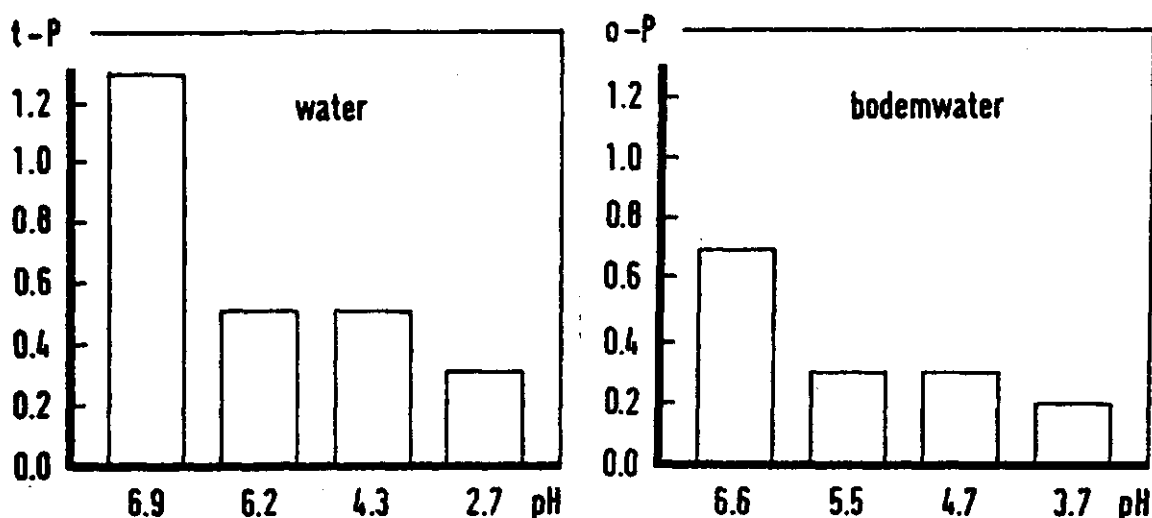
De resultaten geven aan dat verzuring leidt tot een vermindering van de afbraak van plantemateriaal in de bovenste sedimentlaag. Bij een pH-waarde van 4,3 is de afbraak nog slechts de helft van die in een bicarbonaatarm ( $\text{HCO}_3^- = 0,7 \text{ mmol.l}^{-1}$ ) milieu; wanneer de pH lager is dan ca. 3 stagneert de afbraak vrijwel volledig. Dit wordt veroorzaakt door een verminderde activiteit van bacteriële afbraakprocessen (Overrein et al., 1981). Hogere pH-waarden (bij de aanwezigheid van  $\text{HCO}_3^-$ ) stimuleren het afbraakproces waardoor snel anaerobe condities ontstaan. Hierdoor zal de anaerobe afbraak d.m.v. nitraat en sulfaat sterk toenemen en ontstaat er een zwarte, rottende bovenste sedimentlaag. Onder zure omstandigheden wordt het plantemateriaal nauwelijks aangetast. Afbraakprocessen worden hier door schimmels overgenomen (Hendrey et al., 1976). Onder natuurlijke omstandigheden leidt dit tot een accumulatie van afgestorven en/of ingewaaid plantemateriaal op het sediment (zie paragraaf 3.3.1.). De stagnering van het afbraakproces leidt ertoe dat ook de hoeveelheid *particulair organische koolstof* (POC) in het water bij lagere pH sterk afneemt. Dit veroorzaakt een vermindering van de troebelheid waardoor het water helder wordt.

#### *Veranderingen in de fosfor (P)-huishouding*

Voor de groei en ontwikkeling van autotrofe organismen is fosfor (P) een belangrijk element. Veel problemen die zich voordoen met betrekking tot de ontwikkeling van algen en waterplanten worden toegeschreven aan fosfaat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Ondanks het feit dat deze voedingsstof meestal in lage concentraties in het water aanwezig is, speelt het een belangrijke rol in de eutrofiëringsproblematiek. Een geringe toename kan al leiden tot grote veranderingen in de biotische samenstelling van aquatische milieus. Het is daarom nuttig de beschikbaarheid van fosfaat binnen het kader van de verzuringsproblematiek te bestuderen.

Onder normale omstandigheden wordt de aanwezigheid van P in van regenwater afhankelijke vennen bepaald door de samenstelling van het sediment. Invloeden van buitenaf zijn in het algemeen te verwaarlozen, hoewel momenteel in gebieden met veel bio-activiteiten de toevoer van fosfaat via de neerslag aanzienlijk is (zie paragraaf 3.2.). De effecten hiervan op het venmilieu worden beschreven in paragraaf 3.3.2. De beschikbaarheid van fosfaat in het venwater is vooral afhankelijk van de interne P-huishouding, waarbij het sediment een belangrijke rol speelt. In figuur 26 worden de resultaten vermeld van kolomexperimenten

waarbij de invloed van pH op de aanwezigheid van fosfaat in het water en sediment wordt bestudeerd.



Figuur 26. Het effect van pH op de concentratie van fosfaat in water en bodemwater ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ ).

De figuur toont dat bij een lage pH de concentratie van fosfaat, zowel in water (totaal-P) als bodemwater (ortho-P), aanzienlijk lager is dan bij hoge pH-waarden. Het blijkt dus dat de daling van de fosfaatconcentratie bij verzuringsprocessen vooral bepaald wordt door een veranderde P-huishouding van het sediment. Eén van de oorzaken hiervan is de remming van het afbraakproces bij lage pH-waarden waardoor er relatief weinig P vrijgemaakt wordt. Grahn et al. (1976) noemen dit het "oligotrofiëringsproces". Daarnaast zal echter ook de verandering in de fysisch-chemische toestand van de bovenste sedimentlaag belangrijk zijn. Betere zuurstofcondities en een hogere redoxpotentiaal leiden namelijk tot een verminderde P-mobilisatie (De Laune et al., 1981).

#### *Gevolgen voor de beschikbaarheid van zware metalen*

De aanwezigheid van zware metalen zoals aluminium (Al) en cadmium (Cd) in het water wordt onder natuurlijke omstandigheden uitsluitend bepaald door de samenstelling van het sediment. Invloeden van buitenaf, bijvoorbeeld via de neerslag, spelen slechts plaatselijk een rol en

zijn waarschijnlijk van belang in de omgeving van metaalbewerkende bedrijven en smelterijen. De effecten van verzuring op de Al- en Cd-concentratie worden dan ook vooral bepaald door veranderingen van interne processen in het sediment. Omdat de zware metalen slechts een beperkte rol spelen bij biochemische processen zijn met name fysisch-chemische processen, zoals oplosbaarheid, verantwoordelijk voor concentratieveranderingen. De resultaten van kolomexperimenten tonen de invloed van verzuring op de concentratie van Al en Cd in het water (tabel 15).

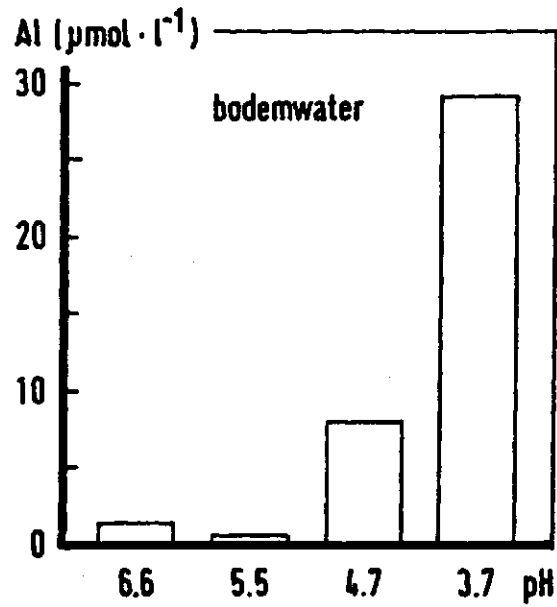
Tabel 15. De invloed van de pH van het water en het kalkgehalte\* van het sediment op de Al- en Cd-concentratie in het water.

pH water	kalkarm*    kalkloos**		kalkarm*    kalkloos**	
	Al $\mu\text{mol.l}^{-1}$		Cd $\mu\text{mol.l}^{-1}$	
5.0	4.6	21.5	0.006	0.012
4.0	24.2	27.7	0.017	0.022

\* kalkarm : anorganisch koolstof in sediment:  $2,5 \text{ mmol.kg}^{-1}$

\*\*kalkloos : anorganisch koolstof in sediment:  $0,05 \text{ mmol.kg}^{-1}$

Het is duidelijk dat zowel waterverzuring als een afname van het kalkgehalte in het sediment leiden tot een toename van de Al- en Cd-concentratie in het water. Zoals reeds vermeld, wordt dit veroorzaakt door toenemende oplosbaarheid (mobilisatie) van Al- en Cd-verbindingen in het sediment. Figuur 27 maakt dit voor aluminium nog eens duidelijk. Een lage pH van het bodemwater veroorzaakt een zeer sterke toename van aluminium in het bodemwater. Meertens en Vek (1984) vermelden vergelijkbare resultaten voor cadmium. Bovendien tonen zij aan dat de diffusie van cadmium naar de waterlaag sneller verloopt dan bij aluminium. Uit kolomexperimenten blijkt dat bij verzuring de cadmiumconcentratie in het water relatief sneller toeneemt dan de aluminiumconcentratie. Verzuring van aquatische milieus leidt dus tot een verhoging van de Al- en Cd-concentratie in het water door een verhoogde oplosbaarheid van deze elementen in het sediment. Dit heeft gevolgen voor organismen op verschillende trofische niveaus.



Figuur 27. De invloed van de pH van het sediment op de Al-concentratie in het bodemwater.

#### 3.3.4. Neerslagsamenstelling, waterkwaliteit en vegetatie in en om het Rouwkuilenven

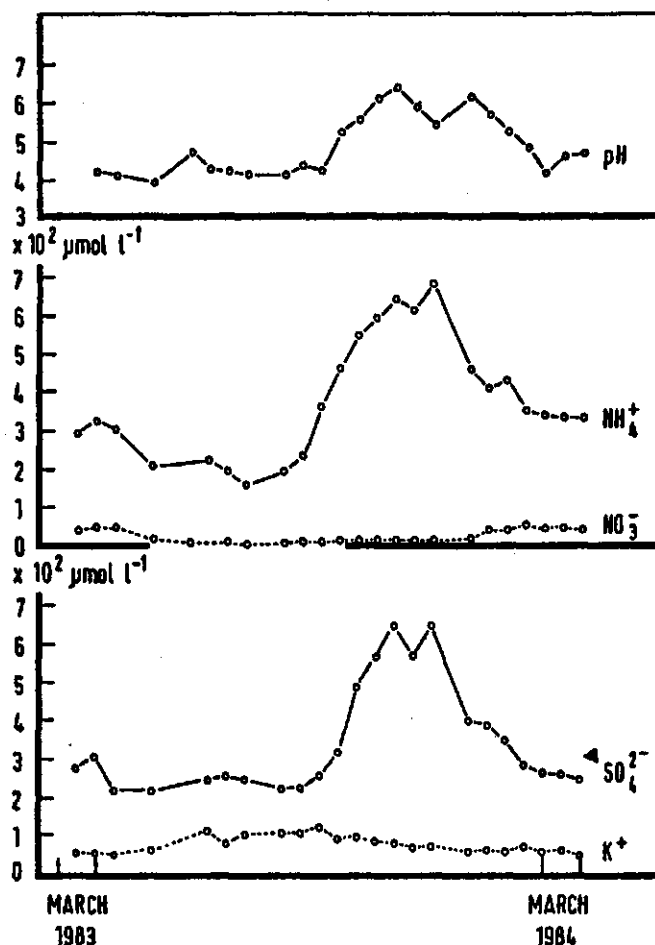
Eén van de plaatsen waar zich ernstige problemen voordoen met betrekking tot bodem- en waterkwaliteit en vegetatie is het natuurmonument "Rouwkuilen" nabij Ijsselstein in Limburg. Centraal in dit gebied bevindt zich een heideven waarin waterkwaliteit en vegetatie sterk te lijden hebben van eutrofiëringsverschijnselen, veroorzaakt door depositie van stikstofverbindingen (Janssen, 1982). Het gebied wordt geheel omgeven door intensieve veehouderijen (kippen- en varkensmesterijen) afgewisseld met sterk bemest bouwland.

Dit aan de oostrand van de Peel gelegen ven is een typisch regenven, waarvan eutrofiëring via voedselrijk grondwater uitgesloten is. De huidige toestand van het Rouwkuilenven is dan ook uitsluitend bepaald door de kwaliteit van de neerslag. Op de van oorsprong venige zandbodem bevindt zich momenteel op veel plaatsen een ± 30 cm dikke organische laag. Langs de rand van het ven is een brede zone aanwezig van stikstofminnende oeverplanten. Deze randvegetatie wordt volledig gedomineerd door pitrus (*Juncus effusus*) en pijpestrootje (*Molinia caerulea*). Plaatselijk, meer naar het water toe, bevindt zich snavelzegge (*Carex rostrata*) en gewone waterbies (*Eleocharis palustris*). Op de meeste ondiepe plekken is er een woekering van veenmos (*Sphagnum flexuosum*), terwijl op plaatsen waar de bodem minder sterk geëutrofiëerd is, ook knolrus (*Juncus bulbosus*) voorkomt. Op de permanent onder water staande plaatsen ontbreken ondergedoken waterplanten en wordt veensikkelmos (*Drepanocladus fluitans*) veelvuldig aangetroffen. Van der Voo (1957) stelt dat er reeds in 1957 vegetatiekundig nauwelijks meer sprake is van een goed ontwikkeld oeverkruidverbond.

De bezorgdheid van Staatsbosbeheer over de huidige toestand van het ven en de ontwikkeling van de vegetatie gedurende de laatste tientallen jaren was aanleiding tot het ter plaatse verrichten van onderzoek, waarbij de nadruk werd gelegd op de water- en bodemkwaliteit en de neerslagsamenstelling. Op deze manier kan een indruk worden verkregen van de invloed van en interacties tussen de depositie van verzurende en bemestende componenten op de ontwikkeling van vegetatie en water- en bodemsamenstelling in ruimte en tijd.

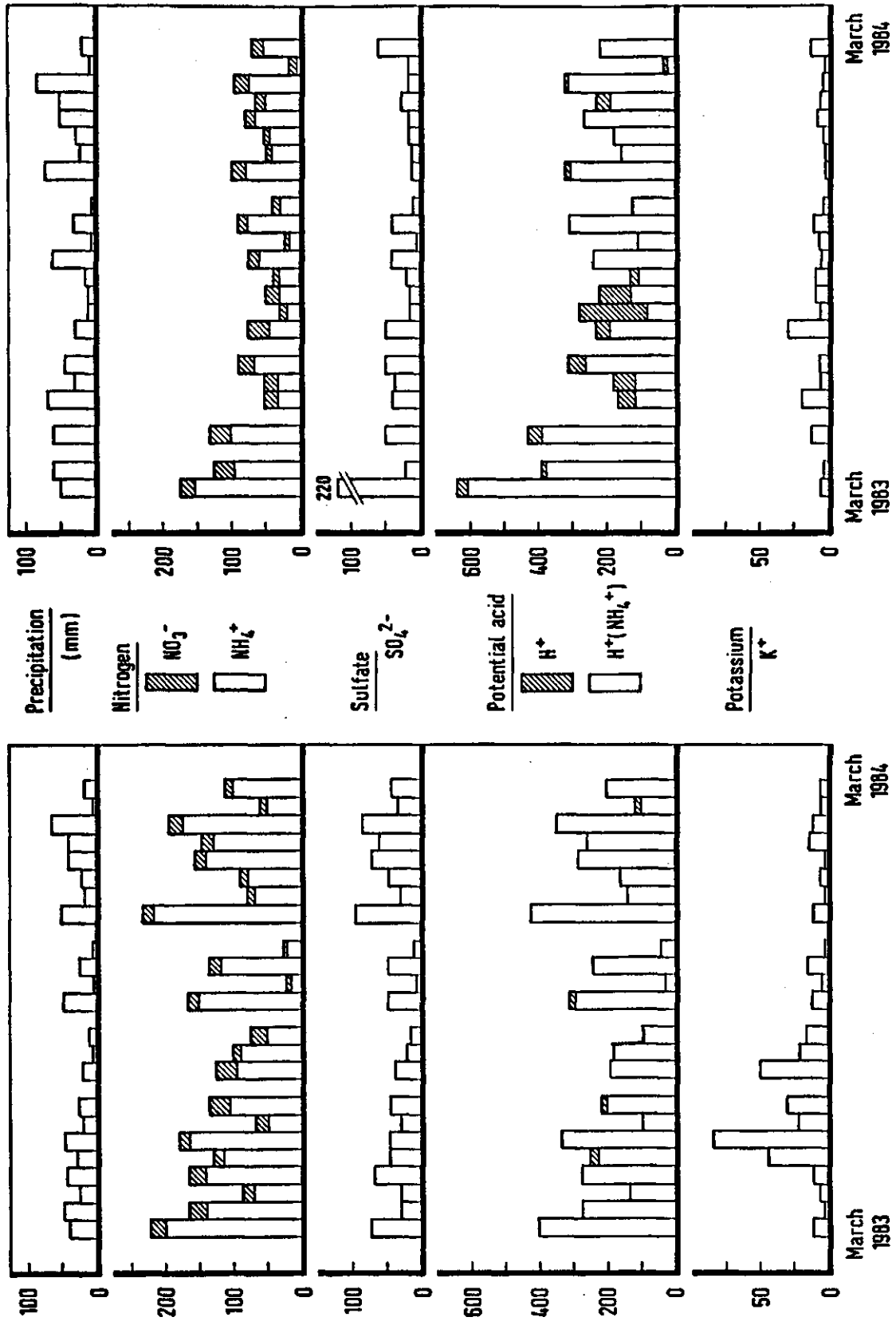
In dit rapport worden de resultaten besproken van de onderzoeksperiode maart 1983 - maart 1984.

In figuur 28 wordt het verloop van een aantal parameters in het venwater gedurende de onderzoeksperiode weergegeven. De natte depositie van verzurende en bemestende componenten staat in figuur 29.



Figuur 28. Het verloop van een aantal chemische parameters in het Rouwkuilenvan gedurende de onderzoeksperiode.  $\blacktriangleleft$  Niet gecorrigeerd voor waterkleur.

De samenstelling van het venwater varieert nogal gedurende het jaar. Periodieke verschillen in de natte depositie van verschillende componenten blijken niet direct bepalend te zijn voor de wisselende waterkwaliteit. Ondanks de relatief hoge depositie van ammonium in het voorjaar blijkt de concentratie in het venwater in dezelfde periode af te nemen. Hieruit blijkt dat de samenstelling van het water in het voorjaar en de vroege zomer sterk wordt beïnvloed door de zich ontwikkelende vegetatie. De stikstofminnende oever- en waterplanten nemen in die periode zowel ammonium als nitraat op. De toenemende kaliumconcentratie in de zomermaanden kan deels worden toegeschreven aan de verhoogde depositie van kalium. Ook kaliumafgifte door de vegetatie ter compensatie van de



Figuur 29. Natte depositie ( $\text{mol. ha}^{-1}$ ) van verschillende componenten per 2-weekse periode op twee plaatsen in het Rouwkuilenven.



ammoniumopname kan hierbij een rol spelen. De biochemische en fysisch-chemische interacties tussen ammonium en kalium zijn in paragraaf 3.3.2. en 3.3.3. reeds uitvoerig besproken. In de nazomer en herfst blijkt de concentratie van ammonium en sulfaat sterk toe te nemen ondanks de relatief lage natte depositie van deze componenten. In de betreffende periode is de dalende waterstand door de geringe hoeveelheid neerslag en hoge temperatuur bepalend voor de verhoogde concentraties. Ook de pH van het ven neemt toe in deze droge periode. Door de lagere waterstand kan de zwarte organische sedimentlaag snel opwarmen waardoor zuurstofloze condities ontstaan. De aanwezigheid van botulisme-slachtoffers bevestigt dit. Onder dergelijke omstandigheden nemen anaerobe processen sterk toe waarbij in het geval van de Rouwkuilen sulfaatreductie een dominante plaats inneemt. Hierdoor zal de pH van sediment en water stijgen. De productie van potentieel giftige stoffen als sulfide ( $S^{2-}$ ) en ammoniakgas ( $NH_3$ ) bereiken onder dergelijke omstandigheden een maximum. Arts en Cleef (1983) vermelden dat onder experimentele omstandigheden de  $S^{2-}$ -concentratie in het verzuurde, met ammoniumsulfaat overbelaste, sediment zeer hoog is. Het is duidelijk dat ook de verzuurde en sterk organische sedimentlaag gedurende de zomer- en herfstperiode een belangrijke rol speelt bij de kwaliteitsontwikkeling van het water.

Het opvullen van het ven met regenwater in het najaar en de winterperiode blijkt een belangrijke fase te zijn in het tot stand komen van een bepaalde waterkwaliteit in het voorjaar. In dit natte jaargetijde blijkt vooral de kwaliteit en kwantiteit van de depositie bepalend te zijn voor de samenstelling van het venwater. In maart 1984 komt deze sterk overeen met de gemiddelde samenstelling van het regenwater tijdens de opvulperiode december t/m maart (zie tabel 16).

Tabel 16. Concentratie van enige ionen in het regenwater en in het Rouwkuilenvan.

		$\mu\text{mol.l}^{-1}$			
		n	$NH_4^+$	$SO_4^{2-}$	$NO_3^-$
regenwater	(december - maart)	9	310	150	50
Rouwkuilenvan	(maart)	2	330	140	40

n = aantal metingen

Een belangrijke rol hierbij speelt de geringe activiteit van biochemische en fysisch-chemische processen in water en bodem gedurende de winterperiode. Hieruit blijkt tevens dat het Rouwkuilenven de laatste decennia sterk belast is met stikstof- en zwavelverbindingen. Het venmilieu heeft de grote depositie van deze componenten niet ongestoord kunnen verwerken en is daardoor sterk verzuurd en ge-eutrofiëerd (zie ook tabel 18). De overeenkomst tussen de neerslag-samenstelling en de waterkwaliteit (tabel 16) geeft aan dat het ven overbelast is met  $\text{NH}_x$  en  $\text{SO}_x$  verbindingen.

Het staat vast dat het Rouwkuilenven gedurende de laatste tientallen jaren of nog langer sterk beïnvloed is door de activiteit van intensieve veehouderijen. Hierdoor is het ven sterk belast met verzurende en bemestende stoffen via de atmosfeer. Gedurende de onderzoeksperiode bleek vooral dat de depositie van ammoniumsulfaat, fosfaat en kalium ter plaatse enorm hoog is (zie tabel 17).

Tabel 17. Natte depositie<sup>★</sup> van verzurende en bemestende stoffen rond het Rouwkuilenven in de periode maart 1983 - maart 1984.

	Rouwkuilenven	nationaal*
$\text{H}^+$ (mol/ha/jaar)	150 - 580	140 - 440
$\text{NH}_4^+$ "	1680 - 3200	630 - 1070
$\text{SO}_4^{2-}$ "	960 - 1300	460 - 750
$\text{NO}_3^-$ "	520 - 550	340 - 560
$\text{K}^+$ "	310 - 560	---
$\text{PO}_4^{3-}$ "	90 - 100	8
potentieel zuur	3940 - 6550	1370 - 2540
N (kg/ha/jaar)	31 - 52	16 - 22
S "	31 - 42	15 - 24
P "	2.8 - 3.1	0.2

\* bron: KNMI/RIV (1983), periode 1978-82.★Min. - max. waarden.

Deze invloed blijkt verantwoordelijk te zijn voor de huidige toestand van het aquatische milieu. De kwaliteit van de (natte) depositie heeft geleid tot verzuring, stikstofverrijking en eutrofiëring van water en bodem. In tabel 18 wordt de chemische samenstelling van water en bodem-

Tabel 18. Chemische samenstelling van water en bodemextract ( $\mu\text{mol.l}^{-1}$ ) in het Rouwkuilenven (maart '83 - maart '84).

	water (n = 19-22)		bodemextract*(n = 8)	
			A	B
pH	3.9 - 6.3		3.3 - 5.7	4.0 - 5.9
alk.**	0.08	( 0-0.39)	0.04	0.06
$\text{NH}_4^+$	378	(155-675)	57( 33- 78)	75( 48- 90)
• $\text{SO}_4^{2-}$	339	(205-640)	339(160-700)	559(330-1100)
$\text{NO}_3^-$	20	( 3- 48)	5	6
K	71	( 40-115)	22	17
Na	179	(126-240)	68	63
•Cl	382	(180-700)	209	288
Ca	51	( 30-110)	22	24
Mg	31	( 8- 55)	8	11
Fe	14	( 2- 21)	9	10
Mn	1.6	(0.3-3.0)	0.5	1.1

\* bodemextract (bodem : water = 1 : 10); \*\* alk. = alkaliniteit ( $\text{meq.l}^{-1}$ ); A = periodiek droogvallende oever; B = permanent onderstaand sediment; tussen haakjes worden de minimum en maximum waarden vermeld. •Niet gecorrigeerd voor waterkleur.

extract weergegeven. Opvallend zijn de hoge concentraties van ammonium, sulfaat en kalium. Het ammoniumgehalte is voor een Nederlands ven zelfs extreem hoog. Ook de bodem is sterk verzuurd en rijk aan ammonium en sulfaat. De bodemsamenstelling van de droogvallende oeverzone (A) en het permanent onderstaande sediment (B) verschilt vooral in ammonium en sulfaat. Het periodiek droogvallen leidt tot een betere zuurstofvoorziening waardoor mineralisatieprocessen bevorderd worden. Hierdoor is het sediment op deze plaats relatief minder verrijkt met ammonium en sulfaat.

De hoge depositie van verzurende componenten heeft geleid tot het verdwijnen van kalk als bufferstof en tot een afname van de microbiologische activiteit in het sediment. In paragraaf 3.3.3. wordt dit met behulp van experimenten aangetoond. Mede door de invloed van bemestende componenten is er een sterk organische en verzuurde sediment-

laag ontstaan. Dit alles heeft tot gevolg dat het kooldioxide (CO<sub>2</sub>)-gehalte in water en bodem zeer laag is. Ondergedoken waterplanten kunnen zich op de permanent onderwaterstaande plaatsen niet handhaven door een CO<sub>2</sub>-gebrek (Roelofs, 1983; Roelofs et al., 1984; Schuurkes & Roelofs, 1984). Arts & Cleef (1983) hebben kweekexperimenten uitgevoerd waarbij de invloed van koolstof en ammonium op het voorkomen van knolrus werd bestudeerd. In tabel 19 worden enkele resultaten vermeld.

Tabel 19. De verandering in biomassa (%) van knolrus bij toevoeging van kalk aan het sediment en ammonium aan het water.

Rouwkuilensediment		biomassaverandering(%)
kalk*	ammonium**	
-	-	4
-	+	-58
+	-	68
+	+	66

\* CaCO<sub>3</sub>-toevoeging (+) aan sediment: 50 mmol.kg<sup>-1</sup>

\*\* (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentratie in het water (+): 2000 µmol.l<sup>-1</sup>

De resultaten tonen aan dat toevoeging van kalk aan het sediment leidt tot een sterke toename van de biomassa. Een hoge ammoniumsulfaatconcentratie in het water heeft uitsluitend een negatieve invloed op de biomassa van knolrus bij een kalkloos, oorspronkelijk Rouwkuilensediment. Onder deze omstandigheden blijkt de sulfideconcentratie in het sediment sterk verhoogd te zijn. Dit leidt tot de conclusie dat in het Rouwkuilenvan de ondergedoken waterplanten op permanent onderwaterstaande plaatsen ontbreken door een tekort aan anorganisch koolstof (CO<sub>2</sub>) en door een hoge belasting met potentieel giftige stoffen (NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S). Knolrus en veenmos komen momenteel alleen nog voor op plaatsen die ieder jaar droogvallen. Hierdoor kan voldoende CO<sub>2</sub> (via de atmosfeer) worden opgenomen en worden de planten minder belast met de zeer hoge ammonium- en sulfideconcentraties. Wanneer anorganisch koolstof niet limiterend is (bijvoorbeeld voor oeverplanten), leidt stikstofverrijking vanuit de atmosfeer tot een sterke toename van stikstofminnende plantesoorten (eutrofiëring) zoals pitrus, pijpestrootje en kruipend struisgras.

Opvallend is de aanwezigheid van veensikkelmos. Dit is de enige flora-component die ondergedoken in het water voorkomt. Volgens Margadant & During (1982) komt deze soort vooral voor op plaatsen waar een oorspronkelijk voedselarm milieu plotseling verrijkt is.

De aanwezigheid en samenstelling van de vegetatie in en om het Rouwkuilenven is daarom ook karakteristiek voor een door verzuring en eutrofiëring verstoord venmilieu. Hiervoor blijkt, zoals reeds werd vermeld, de extreem hoge depositie van verzurende ( $\text{NH}_x\text{SO}_x$ ) en bemestende (N,P en K) verbindingen verantwoordelijk zijn.

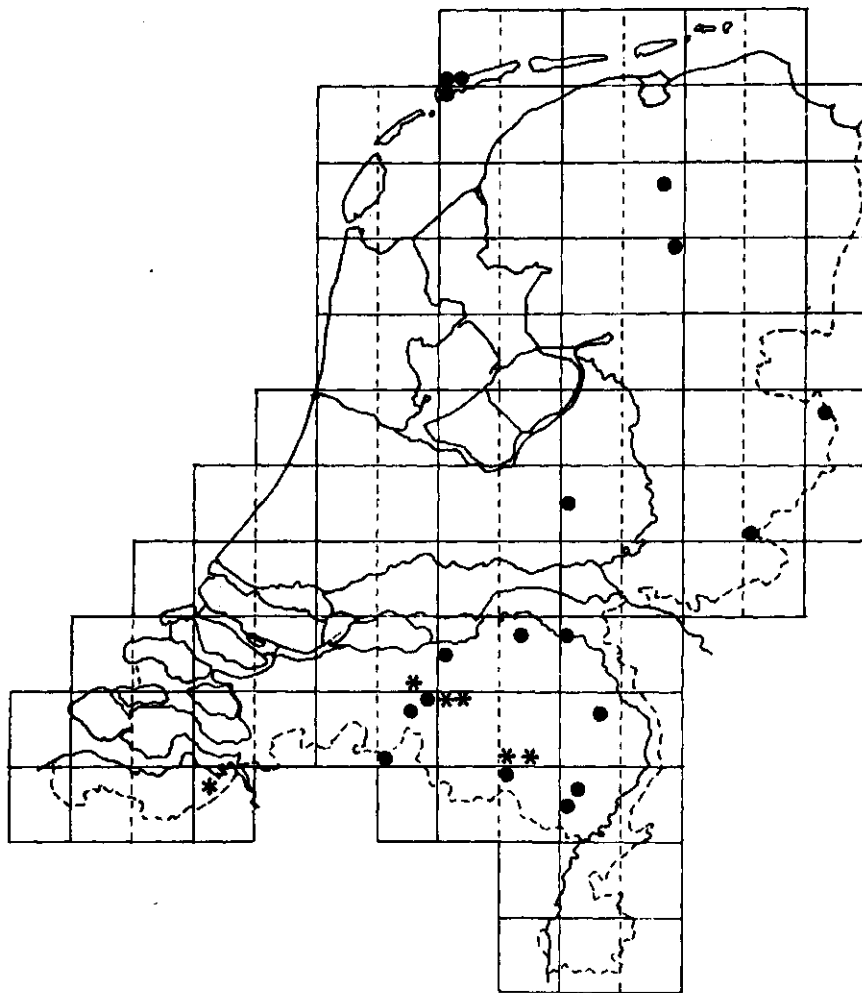
#### 4. GEVOLGEN VAN WATERVERZURING VOOR FLORA EN FAUNA VAN ZWAK GEBUFFERDE WATEREN

##### 4.1. MICROFLORA EN MICROFAUNA

Niet verstoorde voedingsstoffenarme zwak gebufferde wateren herbergen een karakteristieke microflora en microfauna. Deze organismen vervullen een essentiële functie in de voedingsstoffenkringloop van aquatische oecosystemen. De microflora bepaalt, samen met de macrofyten, de primaire productie van een systeem, terwijl de microfauna over het algemeen een niet te verwaarlozen aandeel heeft in de secundaire productie. Zowel de microflora als de microfauna vormen vitale schakels in het voedselweb van vissen en diverse andere organismen. In Scandinavië en Noord-Amerika is het verzuringsonderzoek de laatste decennia sterk geconcentreerd geweest op de achteruitgang van economisch belangrijke vissoorten (zie bijvoorbeeld Drabløs & Tollan, 1980; Overrein et al., 1981; Johnson, 1982; Gorissen, 1983). Omdat zowel de kwaliteit als kwantiteit van het voedsel gerelateerd zijn aan de achteruitgang van de visstand, is in de bovengenoemde landen al veel onderzoek verricht naar de effecten van waterverzuring op microflora en microfauna (zie o.a. Kwiatkowski & Roff, 1976; Raddum et al., 1980; Haines, 1981; Confer et al., 1983). De literatuurgegevens tonen eenduidig dat een toenemende verzuring resulteert in een afname van de diversiteit van de microflora en microfauna. Over de gevolgen van waterverzuring op de productiviteit en "standing crop" van microflora en microfauna is de buitenlandse literatuur niet eensluidend. Bij de microflora dient in ieder geval onderscheid te worden gemaakt tussen de effecten van verzuring op vastzittende (vaak draadvormige) algen en in het water zwevend fytoplankton. Het is zeker dat in verzuurde systemen een toename optreedt in de biomassa van vastzittende algen, terwijl de primaire productie daalt of soms gelijk blijft (Hendrey, 1976 en 1982). Wat betreft het overige plankton is verdergaand onderzoek vereist om tot definitieve uitspraken te komen.

In ons land hebben van Dam et al. (1980, 1981) de diatomeeëngemeenschappen van diverse vennen in Noord-Brabant, Gelderland en Drente bestudeerd aan de hand van oude en recente monsters. Deze auteurs concluderen dat in vennen met helder water de diversiteit afneemt en het soortenspectrum verschuift in de richting van acidobionte organismen. Ook de dissimilariteit tussen de vennen neemt de laatste decennia af. Dit betekent dat de diatomeeëngemeenschappen van de onderzochte vennen als gevolg van verzuring soortenarmer zijn geworden en steeds meer overeenkomsten vertonen. In de verzuurde systemen neemt

vooral de relatieve abundantie van *Eunotia exigua* sterk toe. In de humeuze wateren zijn weinig veranderingen in de pH-spectra van diatomeeën geconstateerd. Deze wateren hadden in het verleden al een zure uitgangssituatie. Een soortgelijk onderzoek van Coesel et al. (1978) heeft uitgewezen dat in verzuurde vennen in Brabant eveneens grote veranderingen zijn opgetreden in de desmidiaceeënsamenstelling. Omdat voor de Nederlandse situatie, met uitzondering van diatomeeën en desmidiaceeën, weinig bekend was over de effecten van waterverzuuring op de microscopische kleine organismen, werden gedurende 1983 vijftientig zwak gebufferde wateren onderzocht op de samenstelling van microflora en microfauna. Voor een uitvoerige beschrijving van de monstermethodes wordt verwezen naar Geelen et al. (1983, 1984) en de Bie & Maenen (1984). Figuur 30 toont de geografische ligging van de monsterpunten.



Figuur 30. De geografische ligging van de onderzochte wateren.

● Locatie met één monsterpunt.

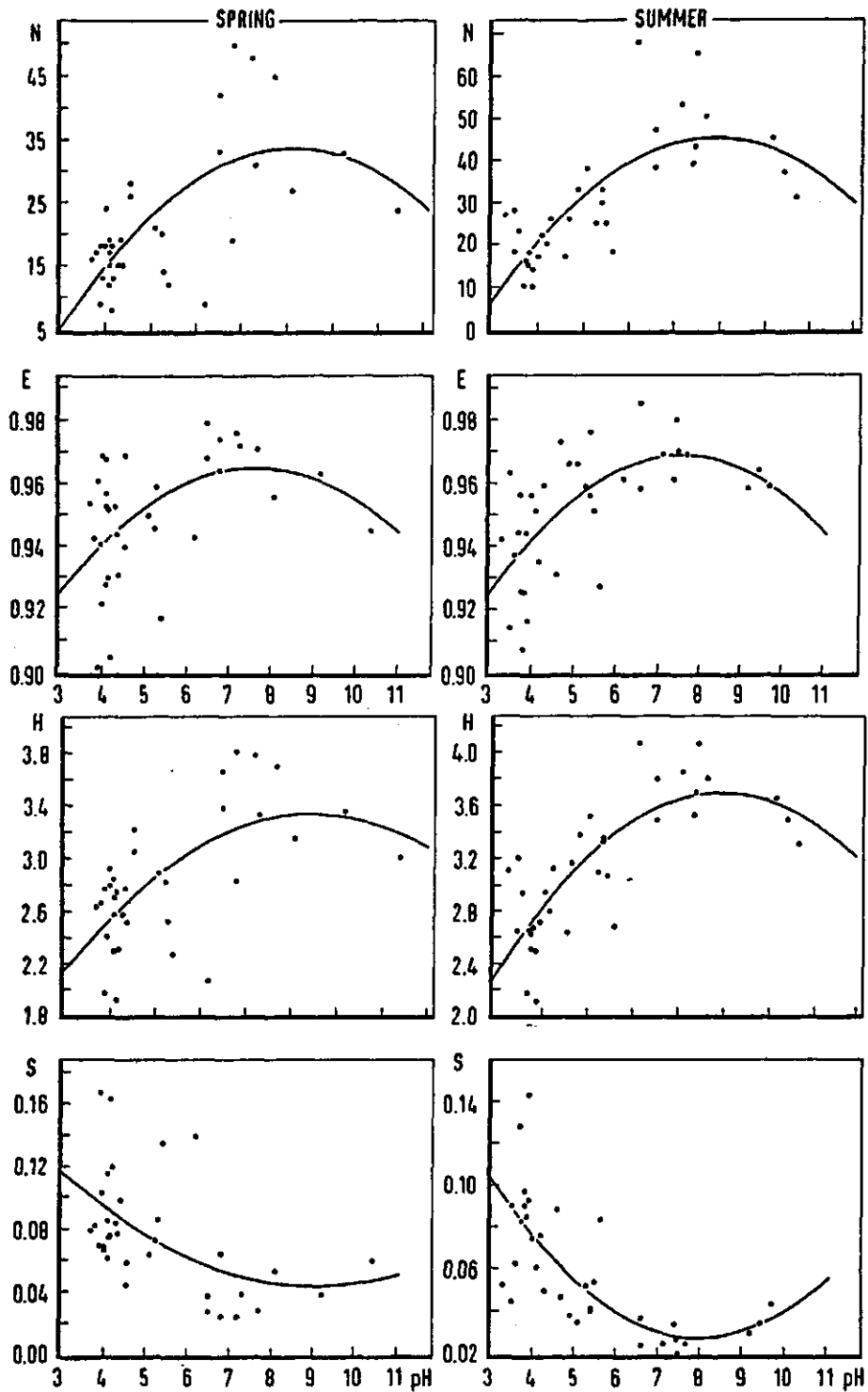
\* Locatie met meerdere monsterpunten.

Alle onderzochte wateren vertoonden in het verleden een grote mate van vergelijkbaarheid en werden gedomineerd door waterplanten uit het oeverkruidverbond. Roelofs (1983), Roelofs & Schuurkes (1983), Roelofs et al. (1984 a,b) en Schuurkes & Roelofs (1984) beschrijven dat het oeverkruid (*Littorella uniflora*) en diverse andere vertegenwoordigers van het oeverkruidverbond karakteristiek zijn voor voedselarme, zwak gebufferde wateren met circumneutrale zuurgraad. Met behulp van talrijke oecofysiologische en kweekexperimenten tonen deze onderzoekers aan dat als gevolg van water- en bodemverzuring alle ondergedoken waterplanten verdwijnen. Op grond van deze resultaten mag gesteld worden dat de onderzochte wateren in het verleden zeker niet zuur zijn geweest. Deze hypothese wordt bevestigd door diverse chemische data uit het verleden. Bovendien geven de diatomeeën- en desmidiaceeënspectra in enkele oude monsters en inventarisatiegegevens van zuurgevoelige organismen (zoals vissen, slakken, mosselen en hogere schaaldieren) goede indicaties voor niet zure omstandigheden. Omdat er nogal grote (regionale) verschillen bestaan in het kalkgehalte van de bodem, de buffercapaciteit van het water, de hydrologie, de potentieel verzurende depositie en het beheer, weerspiegelen de onderzochte wateren momenteel een verzuringsgradiënt. Een goede indruk van de effecten van verzuring op de waterkwaliteit, flora en fauna kan nu verkregen worden door vergelijking van de gegevens van de verschillende verzuringsstadia.

Voor de microfloragemeenschappen zijn de relaties tussen de zuurgraad en verschillende diversiteitsindices geïllustreerd in figuur 31. Deze relaties zijn niet lineair maar kunnen allen door tweede orde vergelijkingen beschreven worden. De regressievergelijkingen zijn met behulp van multiële regressie analyse berekend en weergegeven in tabel 20. Alle secundaire regressievergelijkingen voor de relaties tussen de zuurgraad en de diversiteit van de microflora zijn statistisch significant.

Figuur 31 illustreert duidelijk dat microfloragemeenschappen in circumneutrale wateren zowel in de voorjaar- als zomerperiode een groot aantal soorten (N), een hoge evenness (E) en Shannon-Weaver index (H) en een lage Simpson-index (S) bezitten. Dit betekent dat relatief ongestoorde zwak gebufferde wateren wat betreft de microflora een grote soortenrijkdom en een gelijkmatige verdeling van de abundanties over de soorten vertonen. Veranderingen in de zuurgraad van deze wateren resulteert in een sterke afname van de diversiteit (lage N en H) en een toename van de





**Figuur 31.** De relaties tussen verschillende diversiteitsindices voor microflora-gemeenschappen in het "open" water en de zuurgraad van zwak gebufferde systemen.

N: Aantal soorten; E: evenness; H: Shannon-Weaver index; S: Simpson Index.

Tabel 20. Secundaire regressievergelijkingen voor de relaties tussen de zuurgraad en verschillende diversiteitsindices van microflora-gemeenschappen in het "open" water.

VOORJAAR				
N	=	- 1.092	pH <sup>2</sup> + 17.809	pH - 38.911 (r <sup>2</sup> = 0.46, P = 0.0001)
S	=	0.002	pH <sup>2</sup> - 0.036	pH + 0.206 (r <sup>2</sup> = 0.27, P = 0.0073)
E	=	- 0.002	pH <sup>2</sup> + 0.028	pH + 0.859 (r <sup>2</sup> = 0.24, P = 0.0129)
H	=	- 0.040	pH <sup>2</sup> + 0.676	pH + 0.477 (r <sup>2</sup> = 0.41, P = 0.0003)
ZOMER				
N	=	- 1.604	pH <sup>2</sup> + 25.369	pH - 55.107 (r <sup>2</sup> = 0.60, P = 0.0001)
S	=	0.003	pH <sup>2</sup> - 0.048	pH + 0.222 (r <sup>2</sup> = 0.52, P = 0.0001)
E	=	- 0.002	pH <sup>2</sup> + 0.032	pH + 0.849 (r <sup>2</sup> = 0.41, P = 0.0002)
H	=	- 0.056	pH <sup>2</sup> + 0.888	pH + 0.141 (r <sup>2</sup> = 0.62, P = 0.0001)

N: aantal soorten; S: Simpson index; E: Evenness; H: Shannon-Weaver index.

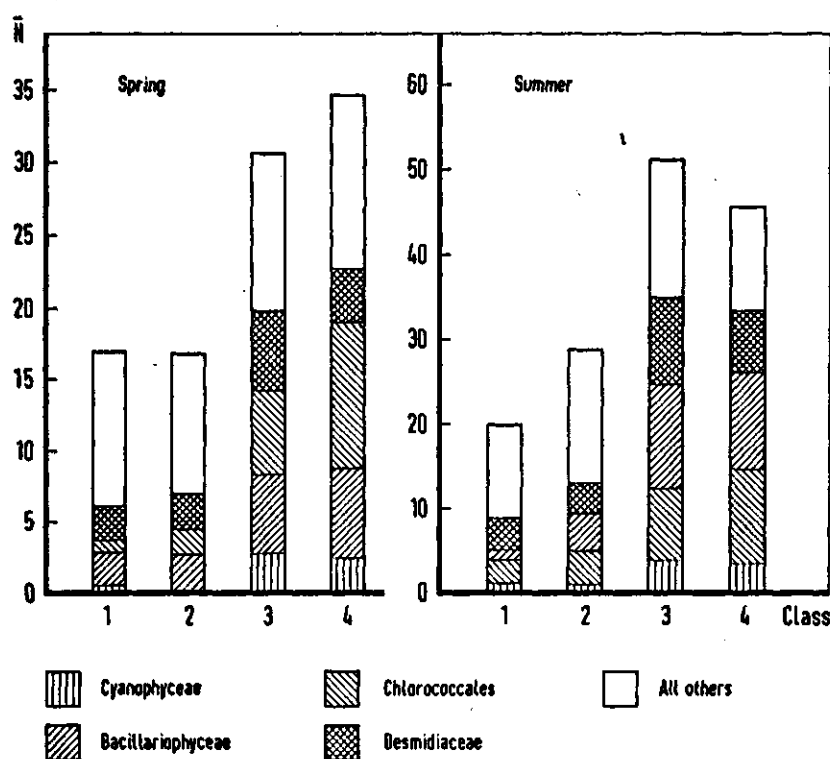
dominantie van enkele soorten (lage E en hoge S). Spearman correlaties tonen dat niet alleen de zuurgraad maar ook diverse andere verzuringsafhankelijke parameters, zoals bijvoorbeeld de buffercapaciteit, het elektrisch geleidend vermogen en de aluminiumconcentratie, significant gecorreleerd zijn met de diversiteitsindices (zie de Bie & Maenen, 1984).

Het pH-bereik van de onderzochte wateren is in vier klassen te verdelen (tabel 21).

Tabel 21. Verdeling van de onderzochte wateren in pH-klassen.

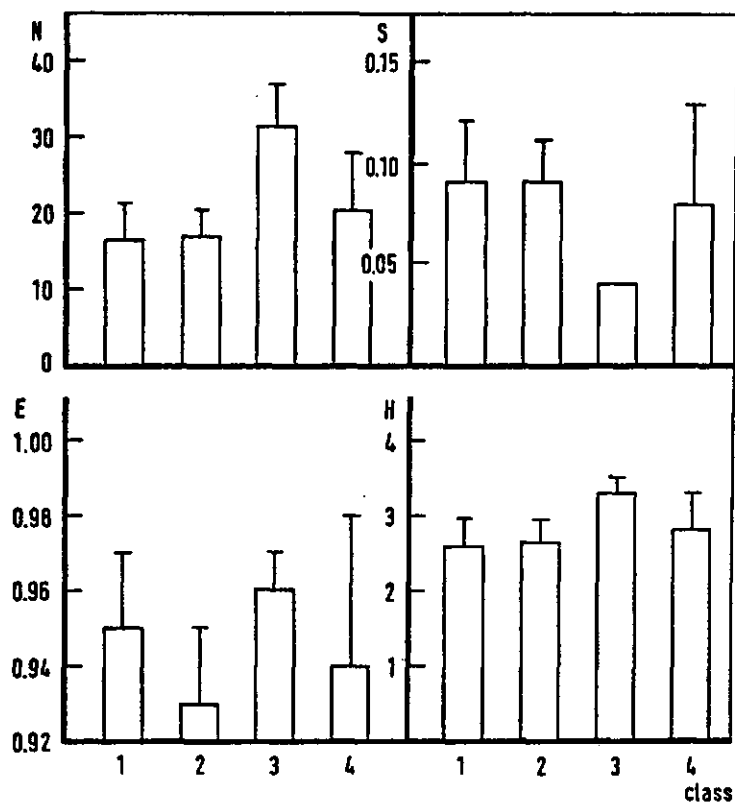
Klasse	pH bereik	type
1	pH < 5	sterk verzuurd
2	5 ≤ pH < 6	zwak verzuurd
3	6 ≤ pH < 7	"relatief" ongestoord
4	pH ≥ 7	geëutrofiëerd

In figuur 32 worden per pH-klasse de gemiddelde soortenaantallen van Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chlorococcales, Desmidiaceae en overige microflora van het "open" water weergegeven. Met behulp van een toets van Wilcoxon zijn de verdelingsniveaus van het aantal taxa per pH-klasse tegen de overige klassen getoetst. Zowel in het voorjaar als in de zomer is de gemiddelde soortenrijkdom van de microflora in sterk verzuurde wateren (klasse 1; pH < 5) significant lager dan in de overige wateren. In wateren van klasse 1 (pH < 5) zijn significant minder soorten Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chlorococcales en Desmidiaceae waargenomen dan in de overige systemen (pH ≥ 5).



Figuur 32. Het gemiddelde aantal microflora taxa ( $\bar{N}$ ) voor zwak gebufferde wateren uit verschillende pH-klassen. Voor de klassenindeling wordt verwezen naar tabel 21 .

De gemiddelde diversiteitsindices (N, S, E en H) voor de microfaunagemeenschappen in wateren uit de vier pH-klassen worden gegeven in figuur 33. Voor het microfauna-onderzoek zijn alleen de Rotifera (raderdieren), Cladocera (watervlooien) en Copepoda (roeipootkreeften) goed bestudeerd. De gepresenteerde data hebben dus uitsluitend betrekking op deze taxa.

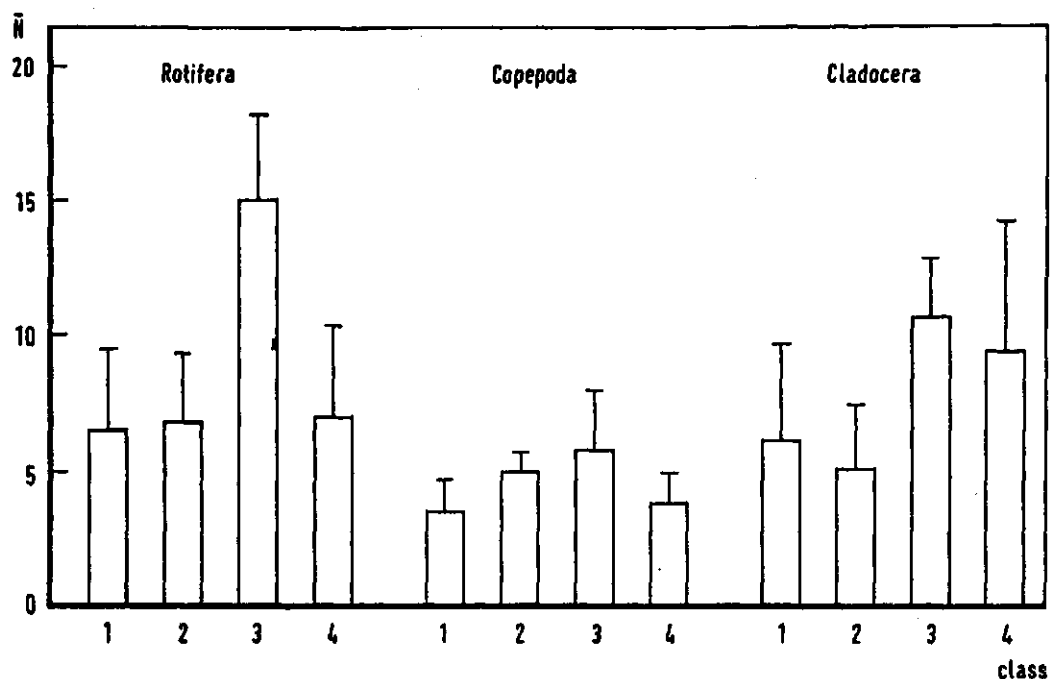


**Figuur 33.** De gemiddelde waarden ( $\pm$  SD) voor diversiteitsindices van microfaunagemeenschappen in zwak gebufferde wateren met verschillende zuurgraad. Voor de klasse-indeling wordt verwezen naar tabel 21. N: aantal soorten; S: Simpson index; E: evenness; H: Shannon-Weaver index .

Figuur 33 toont dat in relatief "ongestoorde" zwak gebufferde wateren (klasse 3) gemiddeld meer soorten (N), een hogere evenness (E) en Shannon-Weaver index (H) en een lagere Simpson index (S) gevonden is ten opzichte van de overige systemen (klasse 1, 2 en 4). De microfaunagemeenschappen in de "ongestoorde" wateren vertonen dus evenals de microflora een grote diversiteit en een goede verdeling van het aantal individuen over de soorten. In de zwak en sterk verzuurde wateren (klasse 1 en 2) en de geëutrofieerde systemen met hoge pH (klasse 4) neemt de soortenrijkdom duidelijk af en gaan enkele soorten domineren.

In de relatief "ongestoorde" wateren (klasse 3) zijn gemiddeld veel soorten Rotifera en Cladocera waargenomen (zie figuur 34). De soortenrijkdom van Copepoda is in deze wateren relatief laag, maar dit is een normaal verschijnsel. Opmerkelijk is dat zowel in verzuurde (klasse 1 en 2) als in geëutrofieerde systemen (klasse 4) bij alle drie onderzochte diergroepen minder soorten zijn waargenomen dan in de ongestoorde

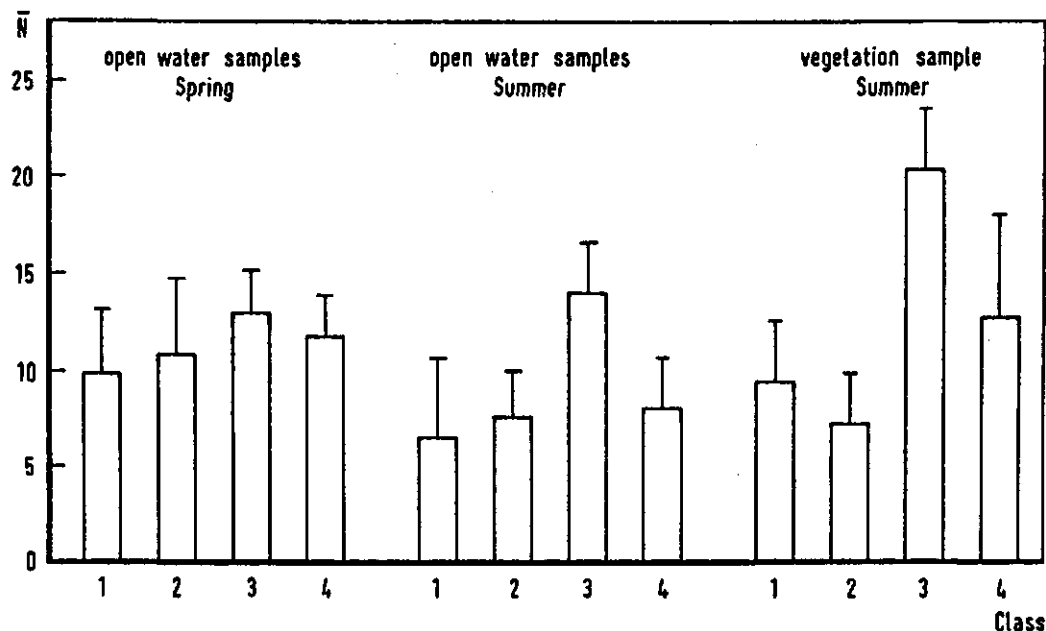
wateren (klasse 3). Met name bij de Rotifera en Cladocera treedt als gevolg van verzuring een significante daling in de soortenrijkdom op.



Figuur 34. Het gemiddelde aantal microfaunasoorten ( $\pm$ SD) dat is waargenomen in zwak gebufferde wateren uit verschillende pH-klassen. Rotifera - raderdieren, Copepoda - roeipootkreeften, Cladocera - water-vlooien. Voor de klasse-indeling wordt verwezen naar tabel 21.

In figuur 35 is het gemiddelde aantal microfaunasoorten in "open" watermonsters en vegetatiemonsters gescheiden verwerkt. Bovendien zijn de gegevens per seizoen (voorjaar, zomer) weergegeven. Gedurende het voorjaar is slechts een klein verschil waarneembaar in het gemiddelde aantal microfaunasoorten van wateren met verschillende zuurgraad. Tijdens de zomerperiode blijken in de "open" water- en vegetatiemonsters van relatief ongestoorde wateren (klasse 3) significant meer taxa aanwezig te zijn dan in de verzuurde en geëutrofiëerde wateren (klasse 1, 2 en 4). Vooral bij de vegetatiemonsters van de onderzochte wateren zijn grote verschillen waargenomen.

Het zal duidelijk zijn dat als gevolg van verzuring niet alleen de diversiteit en abundantie van microflora en microfauna veranderen, maar ook de soortensamenstelling. Zuurgevoelige soorten verdwijnen, terwijl indifferente en zuurtolerante organismen overblijven en zuurminnende taxa opkomen. Uiteraard is niet alleen de zuurgraad bepalend voor het soortenspectrum, maar kunnen ook andere (verzuringafhankelijke) fysisch-chemische of biotische parameters van invloed zijn. In het kader van dit



**Figuur 35.** Het gemiddelde aantal microfaunasoorten ( $\pm$ SD) in "open"-water- en vegetatiemonsters van zwak gebufferde wateren uit vier pH-klassen.

interimrapport is het niet mogelijk om uitgebreide soortenlijsten te presenteren. Derhalve wordt voor de verschuivingen in soortenspectra alsmede de correlaties van taxa met fysisch-chemische en biotische parameters verwezen naar de Bie en Maenen (1984).

Toepassing van principale component analyse (PCA) op presentie van microflora en microfauna heeft uitgewezen dat niet alleen de diversiteit afneemt en het soortenspectrum verschuift, maar ook de dissimilariteit tussen de wateren sterk afneemt. Dit betekent dat de verzuurde wateren relatief soortenarm zijn en een grote overeenkomst vertonen wat betreft soortensamenstelling. Niet verzuurde systemen vertonen een relatief hoge diversiteit en bezitten elk een karakteristieke soortensamenstelling. Ook diverse clusteranalyses tonen dat de onderlinge dissimilariteit voor microflora en microfauna tussen de verzuurde systemen klein is. Voor een uitvoerige beschrijving van de mathematische en statistische verwerking van de data wordt verwezen naar de Bie en Maenen (1984).

Zowel verzuring als vermindering van het nutriëntenaanbod worden vaak gezien als oorzaken van veranderingen in de biomassa van vrijzwevende microflora (fytoplankton). Eerder is reeds opgemerkt dat er wat betreft deze problematiek discrepantie bestaat in de literatuur-

gegevens. Almer et al. (1974) vermelden dat in verzurende Zweedse meren een correlatie bestaat tussen de biomassa van het fytoplankton en de fosfaatconcentratie in het water. Ook Hendrey (1982) beschrijft dat een afname in de biomassa van het fytoplankton bij verzuring niet door de pH per sé veroorzaakt wordt, maar door de verminderde beschikbaarheid van fosfaat. Yan & Stoker (1978) vonden geen aanwijzingen voor een afname in de biomassa als gevolg van verzuring.

Om meer inzicht te krijgen in deze problematiek, is in de 35 onderzochte wateren ook steeds het asvrij-drooggewicht (AFDW) en het actieve chlorofyl-a-gehalte van de sestonfractie ( $> 3 \mu\text{m}$ ) bepaald. Het AFDW van het seston is een maat voor de totale biomassa van microflora, microfauna en particulier organisch materiaal. Met behulp van het chlorofylgehalte kan een redelijke schatting van de hoeveelheid vrijzwevende microflora gemaakt worden. Het AFDW van het seston blijkt in het voorjaar alleen positief gecorreleerd ( $p < 0,01$ ) te zijn met de pH en het siliciumgehalte van het water. Voor de zomerperiode zijn alleen significant positieve Spearman correlaties ( $p < 0,01$ ) gevonden tussen essentiële voedingsstoffen (zoals fosfaat en kalium) en opgeloste organische componenten (DOP, DON, DOC). Er is een tendens dat het actieve chlorofyl-a afneemt bij verzuring, maar de spreiding in de gegevens is nogal groot. Voor de onderzochte wateren zijn echter geen significante Spearman correlaties gevonden tussen het actieve chlorofyl-a-gehalte van het water en de verzuringsafhankelijke parameters of voedingsstoffen. De biomassa van het seston in zwak gebufferde wateren wordt dus in het voorjaar waarschijnlijk bepaald door de zuurgraad van het systeem en in de zomerperiode door het nutriëntenaanbod. Uiteraard heeft de gebruikte methode diverse beperkingen. Het is immers onmogelijk om exact weer te geven welke componenten van het seston veranderen bij verzuring. Bovendien hebben seizoensfluctuaties een grote invloed op de resultaten.

Momenteel wordt in een aantal systemen periodiek gemonsterd en de biomassa gekwantificeerd middels tellingen. De resultaten van dit onderzoek zullen wellicht een meer gedetailleerd beeld geven van de effecten van waterverzuring op de biomassa van microflora en microfauna.

#### 4.2. WATERPLANTEN

In het buitenland is relatief weinig aandacht besteed aan de effecten van verzuring op waterplanten. Dit is opmerkelijk omdat waterplanten als primaire producenten een belangrijke rol spelen in het functioneren van aquatische oecosystemen. Zowel in Amerika (Haines, 1981; Hendrey, 1982) als in de Scandinavische landen (Grahn, 1977; Nilssen, 1980) wordt over het algemeen een sterke toename van knolrus (*Juncus bulbosus*) en veenmos-soorten (*Sphagnum spec.*) in verzuurde meren waargenomen. Vaak worden hierbij de karakteristieke isoëtide plantesoorten zoals waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) overwoekerd en verdrongen. Higler (1984) vermeldt dat in België en West-Duitsland een vergelijkbare successie wordt waargenomen.

In Nederland worden de zwak gebufferde en voedselarme aquatische milieus gewoonlijk gedomineerd door soorten uit het oeverkruidverbond zoals oeverkruid (*Littorella uniflora*), waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) en grote waterbiesvaren (*Isoëtes lacustris*). Het aantal groeiplaatsen van deze soorten blijkt de afgelopen 35 jaar sterk te zijn afgenomen (zie tabel 22).

Tabel 22. Het aantal groeiplaatsen van enkele waterplanten uit het oeverkruidverbond in Nederland.

soort	voor 1950*	1983
<i>Littorella uniflora</i>	227	35
<i>Lobelia dortmanna</i>	55	1
<i>Isoëtes lacustris</i>	9	1
<i>Isoëtes echinospora</i>	4	0

\* minimum aantal groeiplaatsen.

De kleine waterbiesvaren (*Isoëtes echinospora*) is reeds geheel verdwenen, terwijl waterlobelia en grote waterbiesvaren nog slechts op één plaats voorkomen. Ook het aantal groeiplaatsen van het oeverkruid is sterk gereduceerd.

De achteruitgang van deze karakteristieke soorten uit het oeverkruidverbond is uitvoerig bestudeerd (Roelofs, 1983; Roelofs & Schuurkes, 1983; Roelofs et al., 1984; Schuurkes & Roelofs, 1984). De resultaten van dit onderzoek tonen aan dat verzuring van water en bodem de



belangrijkste oorzaak is voor de achteruitgang van het oeverkruid. Voor dit onderzoek werden 68 zwak gebufferde en voedselarme wateren onderzocht waarvan bekend was dat ze omstreeks 1950 gedomineerd werden door oeverkruid. In 1979 en 1980 bleek dat in 53 (78%) van de onderzochte wateren oeverkruid sterk achteruitgegaan of verdwenen was door verzuring van het milieu. Van deze verzuurde wateren werd 77% gekarakteriseerd door de aanwezigheid van ondergedoken knolrus en veenmos-soorten. In 23% werden geen waterplanten aangetroffen.

De door oeverkruid gedomineerde wateren zijn over het algemeen zwak gebufferd en hebben zeer lage concentraties kooldioxide ( $\text{CO}_2$ ), stikstof (N) en fosfor (P). Het sediment is carbonaat (kalk)arm. De soorten uit het oeverkruidverbond hebben diverse morfologische en biochemische aanpassingen om te kunnen groeien onder deze "extreme" omstandigheden. Hierbij zijn vooral de isoëtide groeivorm en de rol van de wortels (grote biomassa,  $\text{CO}_2$ -opname,  $\text{O}_2$ -afgifte) van belang. Søndergaard & Sand-Jensen (1981) en Sand-Jensen et al. (1982) hebben de fysiologie van deze soorten uitgebreid bestudeerd. De wateren waarin knolrus en veenmos domineerden bleken sterk verzuurd ( $\text{pH} < 4$ ) te zijn en hadden sterk verhoogde kooldioxide- en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )-concentraties in water en bodem. Dit wordt veroorzaakt door het oplossen van carbonaat (kalk) in het sediment, terwijl in verzuurde milieus ammonium de dominante N-bron is.

Oecofysiologische en kweekexperimenten (Roelofs & Schuurkes, 1983; Roelofs et al., 1984; Schuurkes & Roelofs, 1984) hebben aangetoond dat vooral de veranderingen in de koolzuur- en stikstofhuishouding, veroorzaakt door verzuring, verantwoordelijk zijn voor de waargenomen vegetatie-ontwikkeling. Knolrus en veenmos missen de typische adaptaties om te kunnen groeien in de oorspronkelijke zwak gebufferde milieus. Wel blijken ze beter gebruik te kunnen maken van de, door verzuring, verhoogde  $\text{CO}_2$ - en  $\text{NH}_4^+$ -gehalten in water en bodem. Door de hoge groeisnelheid kunnen ze de langzaam groeiende, persistente oeverkruidvegetatie overwoekeren en verdringen. Een verdergaande verzuring van het sediment of verzuring van water boven een kalkloos sediment leidt tot het verdwijnen van alle ondergedoken waterplanten door een gebrek aan kooldioxide.

Het is duidelijk dat veranderingen in de samenstelling van de ondergedoken vegetatie primair veroorzaakt worden door een veranderde koolzuur-

huishouding van water en sediment.

Momenteel worden in een kas (zie paragraaf 3.3.2.) experimenten uitgevoerd waarbij de invloed wordt bestudeerd van zwavelzure en ammoniumsulfaathoudende neerslag op nagebootste venmilieus. In de sterk verzuurde venmilieus blijken ook hier de ondergedoken waterplanten niet te kunnen groeien door een gebrek aan kooldioxide. Bovendien treedt in de door ammoniumsulfaat verzuurde milieus een sterke toename op van stikstofminnende oeverplanten zoals pitrus, pijpstrootje, kruipend struisgras en veenmos. Het verdwijnen van ondergedoken soorten uit het oeverkruidverbond blijkt ook hier primair veroorzaakt te worden door veranderingen in de koolzuurhuishouding. In de met ammoniumsulfaat beregende venmilieus daalt de alkaliniteit van het water zeer snel door het sterk verzurende nitrificatieproces. Onder deze omstandigheden blijkt verdringing van de ondergedoken vegetatie door stikstofminnende oeverplanten alleen een rol te spelen in de overgangszone tussen water en land. Deze oevervegetatie, die uiteraard niet gevoelig is voor een CO<sub>2</sub>-tekort in het water, blijkt bij stikstofverrijking zeer concurrentiekrachtig te zijn in de regelmatige droogvallende oeverzone. De gevolgen van waterverzuring en stikstofverrijking op de vegetatie van oorspronkelijk zwak gebufferde en voedselarme venmilieus wordt uitvoerig besproken in paragraaf 3.3.2.

In dezelfde kas worden vergelijkbare experimenten uitgevoerd met nagebootste zwak gebufferde en voedselarme duinplassen. In de met ammoniumsulfaat beregende duinplassen neemt de alkaliniteit van het water af door de verzurende werking van het nitrificatieproces. Onder deze omstandigheden leidt stikstofverrijking via de atmosfeer tot een sterke biomassatoename van ongelijkbladig fonteinkruid (*Potamogeton gramineus*). Hierbij overwoekert deze soort door het massaal vormen van drijfbladeren de oorspronkelijke vegetatie van duinplassen. Mede door lichtlimitatie verdwijnen dan ondergedoken planten zoals oeverkruid, rossig fonteinkruid (*Potamogeton coloratus*) en kranswieren (Characeen). In de milieus waar de alkaliniteit nog voldoende hoog is en waar geen stikstofverrijking optreedt komen deze soorten naast elkaar voor. Onder deze omstandigheden treden geen vegetatieveranderingen op omdat verschillen in concurrentiekracht ontbreken. Een exacte kwantitatieve en kwalitatieve benadering van dit experiment is in deze fase van het onderzoek nog niet mogelijk.

Ook in de veldsituatie lijken veranderingen in alkaliniteit (verzuring) en stikstofhuishouding (N-verrijking) een belangrijke rol te spelen bij de vegetatie-ontwikkeling. In het duingebied van Voorne valt de hoge biomassa van ongelijkbladig fonteinkruid in de zwak gebufferde en verrijkte duinplassen op. In de plassen waar de alkaliniteit, bijvoorbeeld door het uitspoelen van carbonaten, nog voldoende hoog is blijken rossig fonteinkruid en kranswieren goed te kunnen groeien. Meestal is de stikstofconcentratie in deze wateren zeer laag. Uit de resultaten van een verspreidingsonderzoek (Bloemendaal & Schuurkes, 1982) blijkt dat rossig fonteinkruid uitsluitend voorkomt in wateren met een hogere alkaliniteit. Den Hartog et al. (1983) vermelden dat het recent verschijnen van deze soort in het duingebied veroorzaakt kan worden door uitspoeling van carbonaten uit de omgeving (waterverharding) als gevolg van de verzurende depositie.

Zowel de veldwaarnemingen als de kasexperimenten tonen aan dat ook in de laag alkaliene en voedselarme duinplassen de vegetatie beïnvloed kan worden door indirecte effecten van zure en stikstofhoudende neerslag. De resultaten van een uitgebreid vegetatie-onderzoek in het duingebied van Voorne (van de Maarel et al., 1984) tonen aan dat sinds de 50-er jaren ook in de terrestrische vegetatie een verschuiving heeft plaatsgevonden naar meer nitrofiele plantesoorten. Hierbij valt vooral de toename van stikstofminnende soorten op zoals brandnetel (*Urtica dioica*) en muur (*Stellaria spec.*). Mogelijk is ook deze ontwikkeling beïnvloed door de toenemende depositie van stikstofverbindingen. Momenteel wordt de rol van zure en stikstofhoudende neerslag op de vegetatie-ontwikkeling van duinplassen zowel in het laboratorium als in het veld uitgebreid bestudeerd.

#### 4.3. MACROFAUNA

In het buitenland is veel onderzoek verricht naar de effecten van water- en bodemverzuring op aquatische macrofauna. Voor goede literatuuroverzichten wordt verwezen naar Overrein et al. (1981) en Hermans (1984). Bij verzuring van zwak gebufferde aquatische oecosystemen neemt over het algemeen de diversiteit van de macrofauna sterk af en verandert de soortensamenstelling. Sommige auteurs beschrijven dat ook de "standing crop" van macrofauna afneemt bij verzuring.

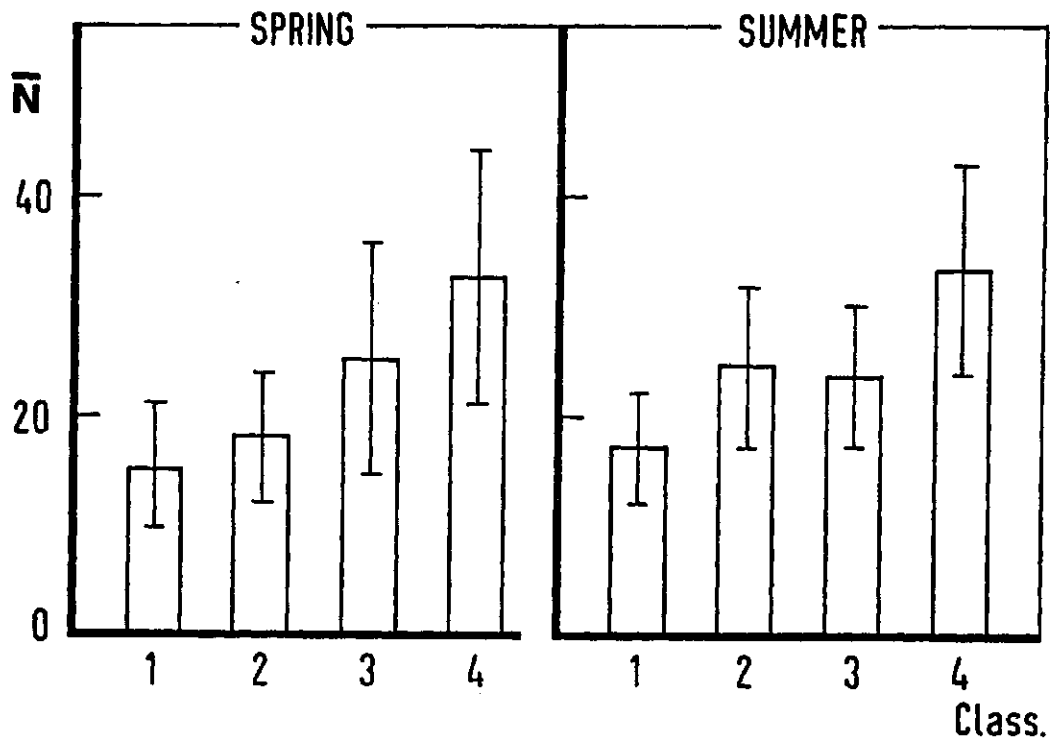
Veel buitenlandse literatuur heeft betrekking op meren en rivieren in Scandinavië en Noord-Amerika. Er bestaan nogal grote geomorfologische en zoögeografische verschillen tussen deze systemen en de potentieel gevoelige gebieden in Nederland. Bovendien zijn in ons land veel laag alkaliene wateren extreem verzuurd ( $\text{pH} < 4$ ). Generalisatie van onderzoeksresultaten is daarom slechts in beperkte mate mogelijk.

Voor de Nederlandse situatie is weinig bekend over de effecten van zure depositie op macrofauna. Higler (1984) vermeldt dat in humeuze vennen en hoogveenwateren met een zure uitgangssituatie nog geen veranderingen in de macrofauna zijn geconstateerd. Op pleistocene zandgronden in zuid-oost Nederland verzuren echter talrijke zwak gebufferde heldere wateren, welke rond de vijftiger jaren nog een circum-neutrale zuurgraad hebben gehad. Met name in deze systemen neemt de pH van het water sterk af en verandert de macrofauna-samenstelling duidelijk (Leuven et al., 1984a). Gedurende het voorjaar en de zomer van 1983 zijn 35 verzurende en zwak gebufferde wateren intensief onderzocht op macrofauna-samenstelling (Vanhemelrijk, 1984; Eeken, 1984). Ten behoeve van deze inventarisatie is dezelfde groep van wateren bemonsterd als voor het microflora- en microfauna-onderzoek. In paragraaf 4.1. is reeds uitvoerig beschreven dat deze wateren rond 1950 grote overeenkomsten vertoonden, allen gedomineerd werden door waterplanten uit het oeverkruidverbond en zeker niet verzuurd waren. De verschillen in de hydrologie, het kalkgehalte van de bodem, de potentiële verzurende depositie en het beheer van deze systemen worden onder andere gereflecteerd in de zuurgraad en alkaliniteit van het water. De onderzochte wateren weerspiegelen thans een goede verzuringsgradiënt. Bij de verwerking van de inventarisatie-gegevens zijn de wateren verdeeld in pH-klassen (zie tabel 23).

Tabel 23. Verdeling van de onderzochte wateren in pH-klassen.

klasse	zuurgraad	type
1	pH < 4	extreem verzuurd
2	4 ≤ pH ≤ 5	verzuurd
3	5 ≤ pH ≤ 7	relatief ongestoord
4	pH ≥ 7	enigszins geëutrofiëerd

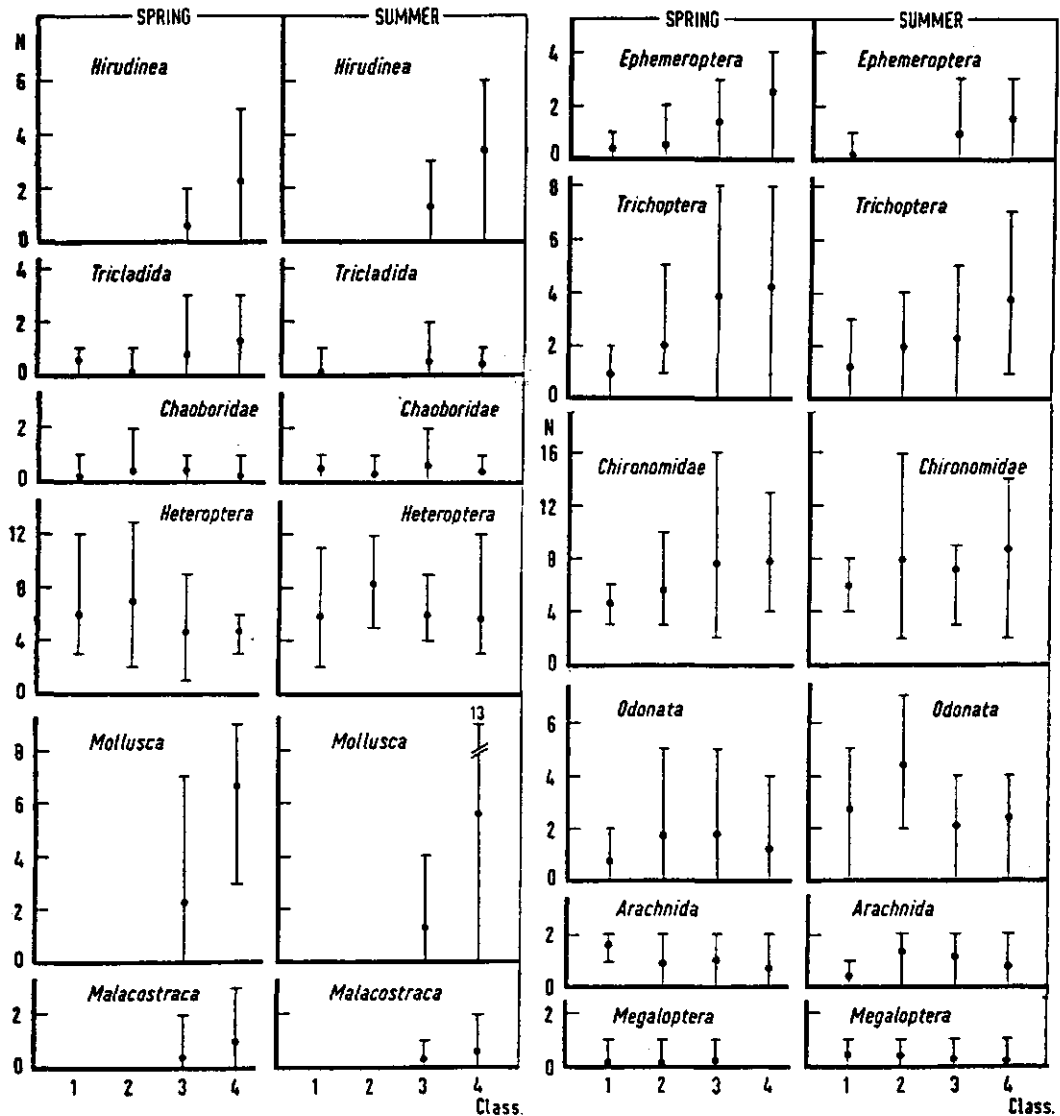
Het gemiddelde aantal macrofaunasoorten ( $\pm$  SD) voor wateren uit de bovengenoemde pH-klassen wordt gegeven in figuur 36. Deze figuur toont dat bij toenemende verzuring de soortenrijkdom van de macrofauna sterk afneemt. In de basische wateren (klasse 4) zijn gemiddeld ongeveer twee maal zoveel soorten waargenomen als in de extreem zure systemen.



Figuur 36. Het gemiddelde aantal macrofaunasoorten ( $\bar{N} \pm$  SD) dat is waargenomen in het water van laag alkaliene systemen met verschillende zuurgraad (voor klasse-indeling zie tabel 23).

Om na te gaan bij welke diergroepen de diversiteit verandert als gevolg van waterverzuring is in figuur 37 de minimale, gemiddelde en maximale soortenrijkdom weergegeven in relatie tot de zuurgraad. Met name de bloedzuigers, waterwantsen, kokerjuffers en larven van

vedermuggen vertonen in relatief ongestoorde en enigszins geëutrofieerde wateren (pH  $\geq$  5; klassen 3 en 4) een grote soortenrijkdom. Bij verzuring van deze wateren neemt de diversiteit van bloedzuigers, platwormen, weekdieren, hogere schaaldieren, kokerjuffers en larven van eendagsvliegen en vedermuggen sterk af.



**Figuur 37.** Het minimale, gemiddelde en maximale aantal soorten (N) dat is waargenomen in het water van laag alkaliene systemen met verschillende zuurgraad (voor klasse-indeling zie tabel 23).

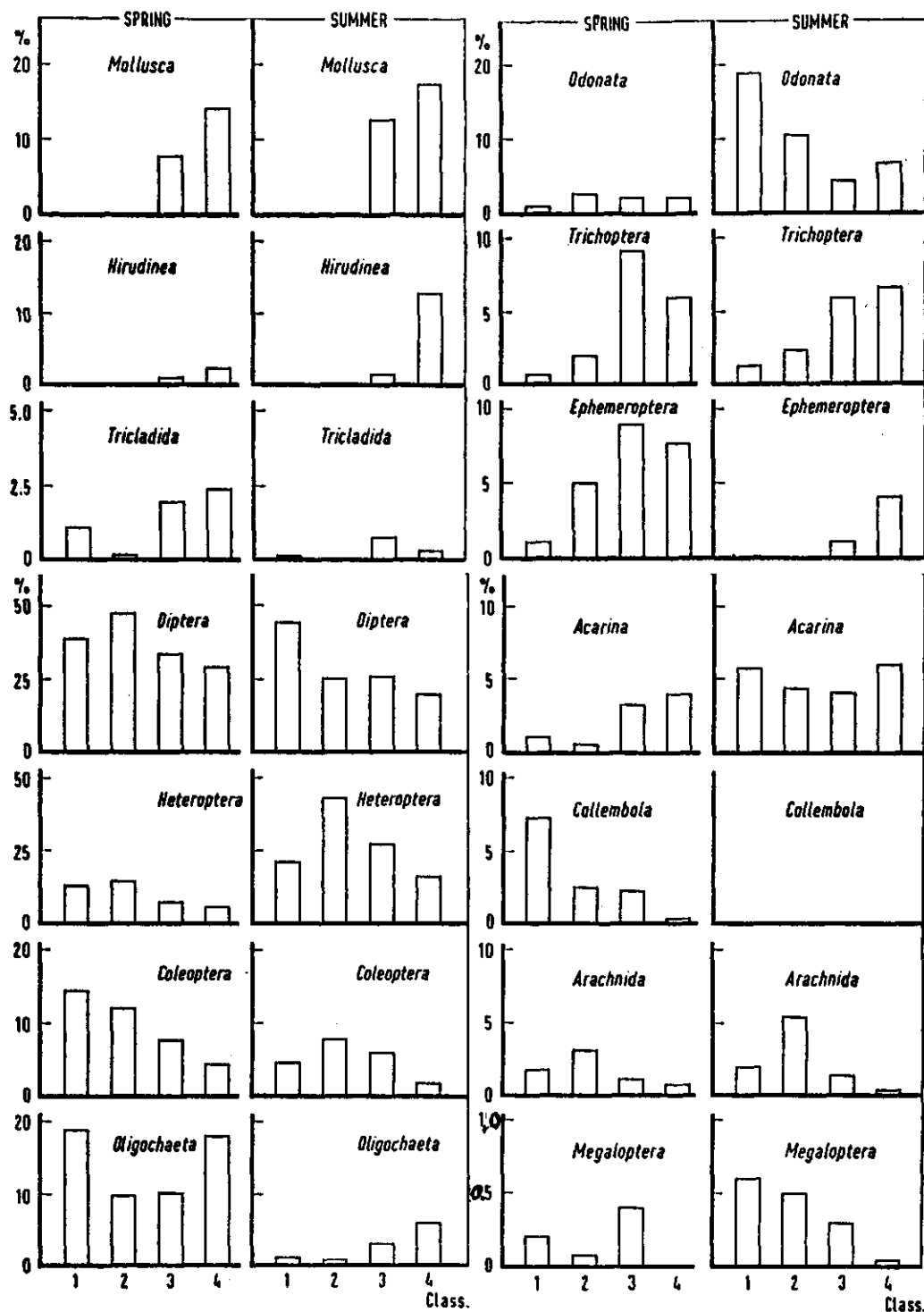
*Hirudinea* - bloedzuigers; *Tricladida* - platwormen; *Chaoboridae* - pluimvliegen; *Heteroptera* - wantsen; *Mollusca* - weekdieren; *Malacostraca* - hogere schaaldieren; *Ephemeroptera* - eendagsvliegen; *Trichoptera* - kokerjuffers; *Chironomidae* - vedermuggen; *Odonata* - libellen; *Arachnida* - spinachtigen; *Megaloptera* - slijkvliegen.

In de (extreem) verzuurde systemen ( $\text{pH} < 5$ ; klassen 1 en 2) zijn nooit bloedzuigers, weekdieren en hogere schaaldieren waargenomen. De vertegenwoordigers van deze diergroepen zijn dus zeer gevoelig voor verzuring van hun milieu. Het literatuuroverzicht van Hermans (1984) vermeldt dat ook zure en verzuurde systemen in het buitenland gekarakteriseerd worden door de afwezigheid van bloedzuigers, weekdieren (slakken en mosselen) en hogere schaaldieren. Bij historisch onderzoek kunnen de laatstgenoemde diergroepen dus goed gebruikt worden als indicatoren voor circumneutrale tot basische omstandigheden. Waterwantsen en larven van libellen en vedermuggen kunnen nog een redelijke diversiteit vertonen in het water van verzuurde systemen. Bij waterwantsen is in de verzuurde systemen zelfs een enigszins hogere diversiteit waargenomen in vergelijking met de overige wateren.

De Heteroptera vertonen over het algemeen een hoge zuurtolerantie omdat deze dieren ook onder verzurende omstandigheden onder andere hun osmoregulatie op peil kunnen houden (Vangenechten et al., 1979 en 1980; Vangenechten & Vanderborght, 1980; Witters et al., 1984).

Uiteraard verandert bij verzuring van zwak gebufferde wateren niet alleen de diversiteit maar ook de samenstelling van de macrofaunagemeenschappen. Voor een uitvoerige beschrijving van de veranderingen in soortensamenstelling en de correlaties van diverse taxa met fysisch-chemische parameters in het water wordt verwezen naar Vanhemelrijk (1984).

De relatieve abundantie van diverse diergroepen in relatie tot de zuurgraad van het water is uitgezet in figuur 38. Over het algemeen kan gesteld worden dat bij verzuring een sterke dominantie van enkele macrofaunataxa optreedt. In zowel de lente- als de zomerperiode vertonen vooral de tweevleugeligen, wantsen en waterkevers in verzuurde systemen ( $\text{pH} < 5$ ) een hoge relatieve abundantie. In de circumneutrale en basische wateren ( $\text{pH} \geq 5$ ) is een betere verdeling van de gemiddelde relatieve abundantie over de verschillende macrofaunagroepen waargenomen. Met name de abundantie van weekdieren, bloedzuigers, platwormen, kokerjuffers en larven van libellen en eendagsvliegen neemt sterk af bij waterverzuring. Opmerkelijk is dat bij verzuring van aquatische systemen verschuivingen optreden van herbivoren en detritivoren naar predatoren. Mogelijkerwijze leven veel predatoren van inwaaierende macrofauna. Een verschuiving naar organismen met een carnivoor voedingspatroon is ook waargenomen bij verzuring van rivieren (Friberg et al., 1980; Hall et al., 1980 en



Figuur 38. De gemiddelde relatieve abundantie van diverse macrofaunataxa (%) in relatie tot de zuurgraad van het water. Alleen taxa met een relatieve abundantie groter dan 0,5% zijn opgenomen. De som van de abundanties binnen één klasse bedraagt steeds 100% (voor de klasse-indeling zie tabel 23).

*Mollusca* - weekdieren; *Hirudinea* - bloedzuigers; *Tricladida* - platwormen; *Diptera* - tweevleugeligen; *Heteroptera* - wantsen; *Coleoptera* - kevers; *Oligochaeta* - borstelwormen; *Odonata* - libellen; *Trichoptera* - kokerjuffers; *Ephemeroptera* - eendagsvliegen; *Acarina* - mijten; *Collembola* - springstaarten; *Arachnida* - spinnen; *Megaloptera* - slijkvliegen.



1981; Otto & Svensson, 1983). De veranderingen in samenstelling en abundantie van de bovengenoemde functionele groepen heeft waarschijnlijk verstrekkende gevolgen voor de initiële afbraakprocessen van organisch materiaal.

Higler (1984) beschrijft dat de dieren die in de bodem leven, verzuring beter kunnen verdragen dan de dieren die zwemmen of vrij rondkruipen. De bodem heeft een grotere buffercapaciteit dan het er bovenstaande water en de pH is over het algemeen hoger dan in het watercompartiment. Toch verandert als gevolg van verzuring ook de kwaliteit en kwantiteit van de bodemfauna duidelijk. In tabel 24 wordt het gemiddelde aantal individuen per oppervlakte-eenheid weergegeven in relatie tot de zuurgraad van het bodemextract. Ook deze gegevens hebben betrekking op de bovengenoemde zwak gebufferde wateren. De bodem is steeds bemonsterd met behulp van steekbuizen en de aanwezige fauna verzameld na het uitspoelen van de monsters over een zeef met een maaswijdte van 0,5 mm. Tabel 24 toont dat zowel in de oeverzônes met organische en minerale bodem als in het open water bij verzuring een afname plaatsvindt in de dichtheid van de bodemfauna. Vanwege de heterogeniteit van het bodemcompartiment zijn de standaardafwijkingen van het gemiddelde aantal individuen echter groot.

Tabel 24. Het aantal bodemdieren (N) in relatie tot de zuurgraad van het bodemextract en het bodemtype.

bodem- type	zuurgraad bodemextract	voorjaar		zomer	
		aantal	N.m <sup>-2</sup>	aantal	N.m <sup>-2</sup>
1	pH ≥ 6	9	1142 ± 1049	15	1221 ± 1872
	5.5 ≤ pH < 6	11	276 ± 360	9	560 ± 544
	pH < 5.5	11	364 ± 291	10	128 ± 182
2	pH ≥ 6	14	1669 ± 1549	17	1167 ± 1038
	5.5 ≤ pH < 6	9	1810 ± 1826	9	248 ± 588
	pH < 5.5.	11	1047 ± 952	9	240 ± 238
3	pH ≥ 6	8	820 ± 642	17	1080 ± 1313
	5.5 ≤ pH < 6	14	697 ± 823	8	790 ± 1755
	pH < 5.5.	10	672 ± 1051	10	280 ± 377

1. oeverzône met minerale bodem
2. open water
3. oeverzône met organische bodem

In het bodemcompartiment van de zwak gebufferde wateren worden voornamelijk oligochaeten en muggenlarven waargenomen. De diversiteit van deze diergroepen neemt sterk af als gevolg van bodemverzuring. Bij extreme verzuring van de bodem verdwijnen de meeste soorten oligochaeten en treedt een sterke dominantie op van enkele soorten muggenlarven.

Buskens (1983) bestudeerde de muggenlarven populaties in het water en de bodem van laag alkaliene systemen. Ook deze auteur constateert dat bij deze diergroep grote veranderingen optreden in de abundantie en samenstelling van de soorten.

#### 4.4. VISSSEN

Vissen vormen het paradepaardje van het verzuringsonderzoek. Deze organismen gaven de eerste signalen voor de catastrofale gevolgen van zure deposities. Zo'n 20 jaar geleden ontdekte men in Scandinavië dat de visstand in verzuurde meren en rivieren snel terugliep. Sindsdien is er een ware vloedgolf van publikaties over effecten van waterverzuring op vispopulaties ontstaan. Voor een goed overzicht van de Scandinavische en Noord-Amerikaanse literatuur wordt verwezen naar Drabløs & Tollan (1980). Overrein et al. (1981), Johnson (1982) en Gorissen (1983). Veel publikaties behandelen de effecten van waterverzuring op salmoniden, en zijn derhalve niet relevant voor de Nederlandse situatie.

Bij aanvang van het hier beschreven onderzoek was weinig bekend over de samenstelling van vispopulaties in potentieel gevoelige wateren (alkaliniteit  $\leq 2 \text{ meq.l}^{-1}$ ) van ons land. Daarom werden gedurende 1983 een groot aantal zwak gebufferde, zure en verzurende systemen ( $n = 54$ ) intensief geïnventariseerd op de samenstelling van vispopulaties. Het merendeel van de onderzochte wateren is gelokaliseerd op de pleistocene zandgronden van zuid-oost Nederland en in de kalkarme duinen. Om soortspecificiteit van het vistuig uit te sluiten is gebruik gemaakt van een combinatie van schep- en kruisnetten, wargarens, fuiken en een zegen. Alle wateren zijn minimaal drie maal bemonsterd. Ter bepaling van de zuurtolerantie en het voortplantingssucces van vissen werden aanvullend nog 37 wateren onderzocht. Voor een uitvoerige beschrijving van dit onderzoek wordt verwezen naar Leuven et al. (1984a, b) en Oyen (1984).

Er zijn in totaal meer dan 15.000 vissen gevangen. Ongeveer 90% van deze vissen was afkomstig uit basische en circumneutrale wateren ( $\text{pH} \geq 5$ ). In zure en verzuurde systemen werden meestal geen vispopulaties waargenomen. Indien in deze systemen wel vis aanwezig was, betrof het vaak kleine en/of soortenarme populaties. Tabel 25 toont dat in zwak gebufferde wateren van Nederland ( $n = 91$ ) een twintigtal vissoorten zijn waargenomen. Vier soorten zijn niet gevangen, maar worden in de literatuur en archieven wel vermeld voor dit type wateren. Het betreft hier echter wateren welke niet zijn opgenomen in het monsterprogramma. De Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (O.V.B., 1984) vermeldt dat de Nederlandse fauna 59 zoetwatervissen telt. Ongeveer 40% van deze zoetwatervissoorten kunnen dus in de zachte wateren voorkomen. Indien de zeer zeldzame of verdwenen riviertrekvis-

en andere rariteiten niet worden meegerekend, is dit percentage aanmerkelijk hoger. Bijna alle waargenomen vissoorten zijn opgenomen in de visserijwet. De kleine modderkruiper, de grote modderkruiper en de bittervoorn zijn opgenomen in de natuurbeschermingswet. Van vrijwel alle vissoorten is voortplanting waargenomen in de zachte wateren. De aal en graskarper kunnen zich in Nederland niet voortplanten. Dit betekent dat de meeste vispopulaties zich onder normale omstandigheden kunnen handhaven in zwak gebufferde systemen.

Tabel 25. Waargenomen vissoorten in zwak gebufferde wateren.

	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Status
1.	Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	+
2.	Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	+
3.	Amerikaanse hondsvij	<i>Umbra pygmaea</i>	+
4.	Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	+
5.	Bittervoorn*	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	0
6.	Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	+
7.	Brasem	<i>Abramis brama</i>	+
8.	Bruine Amerikaanse dwergmeerval	<i>Ictalurus nebulosus</i>	-
9.	Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	+
10.	Goudvij	<i>Carassius auratus</i>	-
11.	Graskarper	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	-
12.	Grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	0
13.	Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	+
14.	Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	0
15.	Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	+
16.	Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	+
17.	Pos*	<i>Gymnocephalus cernua</i>	+
18.	Ruisvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+
19.	Snoek	<i>Esox lucius</i>	+
20.	Snoekbaars*	<i>Stizostedion lucioperca</i>	+
21.	Tienddoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	+
22.	Winde*	<i>Leuciscus idus</i>	+
23.	Zeelt	<i>Tinca tinca</i>	+
24.	Zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>	-

+ De vissoort is opgenomen in de Visserijwet.

0 De vissoort is in de Natuurbeschermingswet opgenomen.

- De vissoort komt in géén van beide wetten voor.

\* De vissoort wordt vermeld voor zwak gebufferde wateren maar is niet in de bemonsterde wateren waargenomen.

Tabel 26 toont een overzicht van de minimale pH waarbij vissoorten in Nederland zijn waargenomen en de presentie van deze soorten in een tweetal categorieën laag alkaliene systemen. In zure en verzuurde syste-

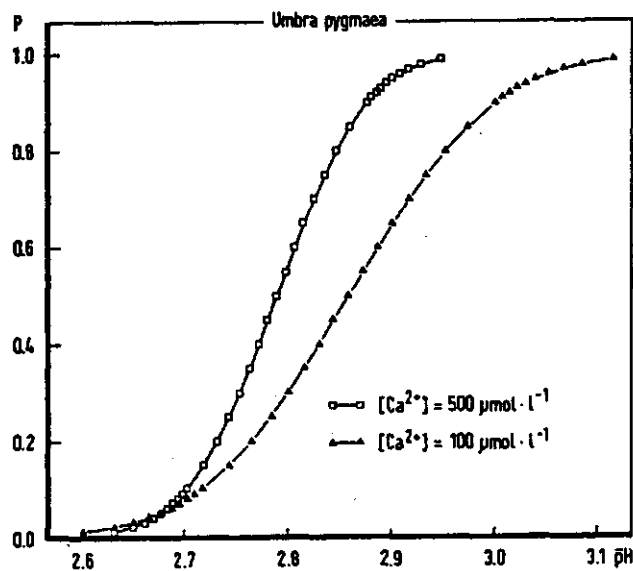
men ( $\bar{pH} < 5$ ) zijn acht vissoorten waargenomen. De meeste van deze soorten komen slechts in een klein percentage van deze wateren voor. Alleen de geïntroduceerde oost-Amerikaanse hondsvij is regelmatig (21%) aangetroffen in zure wateren.

Tabel 26. De minimale pH waarbij vissoorten zijn waargenomen en de presentie van deze soorten in twee categorieën laag alkaliene wateren met verschillende zuurgraad.

Vissoort	Minimale pH n = 91	Presentie in laag-alkaliene wateren (%)	
		pH $\geq$ 5 n = 26	pH < 5 n = 28
<i>Carassius carassius</i>	9.1	4	-
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	8.1	4	-
<i>Cobitis taenia</i>	6.4	13	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	6.4	4	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	6.1	21	-
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	6.1	8	-
<i>Rutilus rutilus</i>	5.9	46	-
<i>Ictalurus nebulosus</i>	5.4	8	-
<i>Anguilla anguilla</i>	5.2	17	-
<i>Pungitius pungitius</i>	5.1	8	-
<i>Alburnus alburnus</i>	5.0	13	-
<i>Carassius auratus</i>	4.9	17	-
<i>Cyprinus carpio</i>	4.7	29	4
<i>Misgurnus fossilis</i>	4.7	4	4
<i>Abramis brama</i>	4.3	33	4
<i>Perca fluviatilis</i>	4.3	50	4
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	4.3	46	4
<i>Essox lucius</i>	3.8	56	7
<i>Tinca tinca</i>	3.7	33	4
<i>Umbra pygmaea</i>	3.1	25	21

Dederen (1984) en Leuven et al. (1984c) vermelden dat hondsvissen onder extreme omstandigheden voorkomen. Deze soort kan overleven in zuurstofarme en/of koolzuurrijke, tijdelijk droogvallende, ionenarme en extreem

zure milieus. In figuur 39 wordt de overlevingskans van de Amerikaanse hondsvijl weergegeven in relatie tot het calciumgehalte en de zuurgraad van het water. Deze figuur toont dat de hondsvijl bij een extreem lage calciumconcentratie van het water ( $100 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ ) een pH van 3,1 tole-reert. Indien de calciumconcentratie van het kweekmedium hoog is ( $500 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ ), kan deze soort nog goed overleven bij een pH van 2,9. In het veld is deze soort waargenomen tot een pH van 3,1. De hondsvijl is dus de meest zuurtolerante vissoort.



Figuur 39. De overlevingskans (P) van de Amerikaanse hondsvijl (*Umbra pygmaea*) in relatie tot het calciumgehalte en de zuurgraad van het kweekmedium na een incubatietijd van 10 dagen.

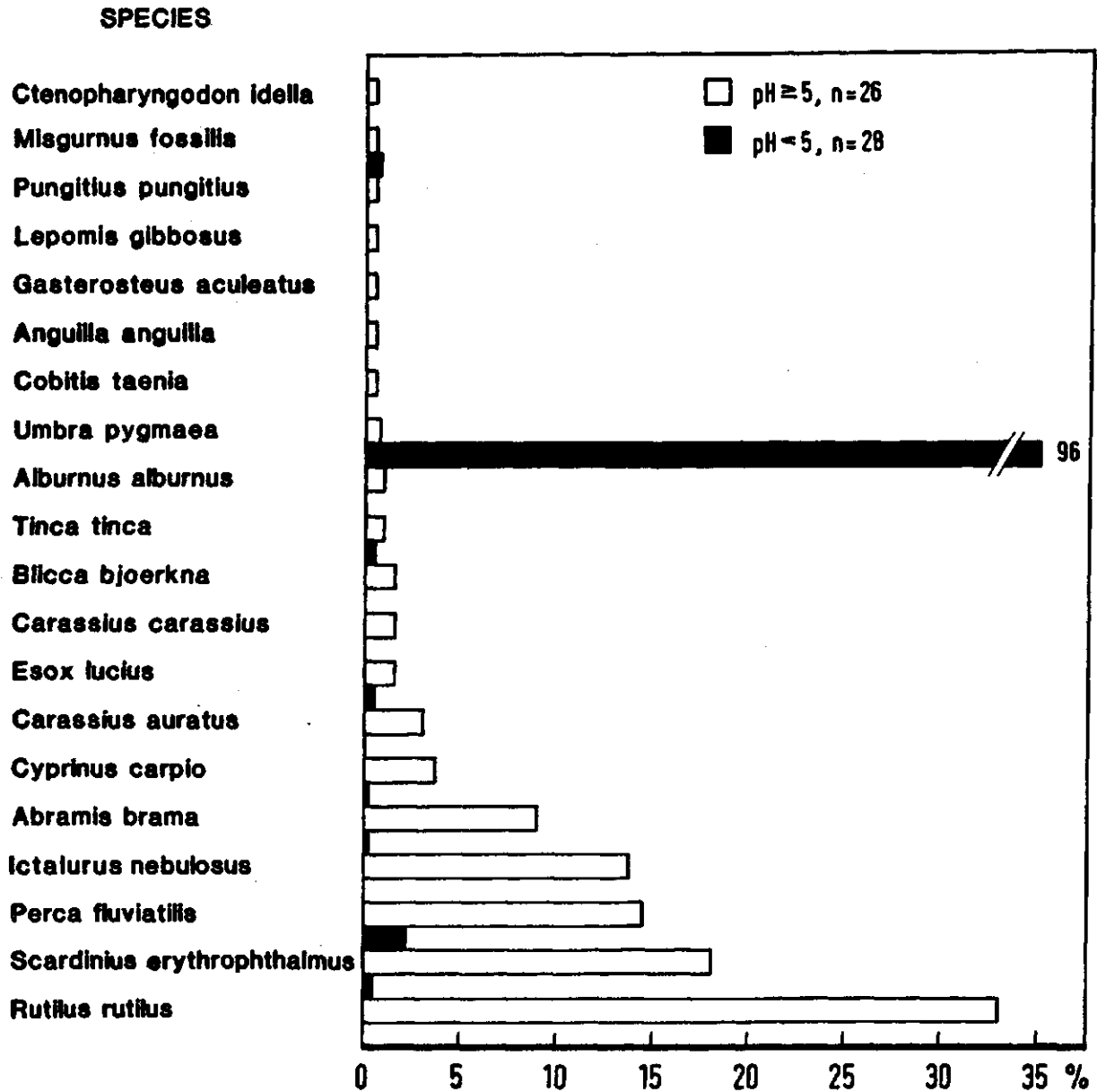
—□—  $[\text{Ca}^{2+}] = 500 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ .; —▲—  $[\text{Ca}^{2+}] = 100 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ .

Kleijn (1968) en Leuven et al. (1984c) vermelden dat het verspreidingsgebied van *U. pygmaea* beperkt is tot zuid-oost Nederland. Het is aan-nemelijk dat deze soort zich in de toekomst verder zal uitbreiden.

In de circumneutrale en basische wateren ( $\bar{\text{pH}} \geq 5$ ) werden twintig vissoorten waargenomen. De Amerikaanse hondsvijl, baars, blankvoorn, brasem, karper, kolbei, ruisvoorn, snoek en zeelt zijn in een relatief hoog percentage van de laag alkaliene wateren aangetroffen.

Figuur 40 toont de relatieve abundantie van diverse vissoorten in een tweetal categorieën van wateren met verschillende zuurgraad. Duidelijk is dat de zure en verzuurde wateren ( $\bar{\text{pH}} < 5$ ) vrijwel volle-dig gedomineerd worden door de hondsvijl. In de zwak gebufferde wateren met  $\bar{\text{pH}} \geq 5$  kunnen de brasem, bruine Amerikaanse dwergmeerval, baars,

ruisvoorn en blankvoorn in relatief hoge aantallen voorkomen.



Figuur 40. De relatieve abundantie (%) van diverse vissoorten in twee categorieën wateren met verschillende zuurgraad.

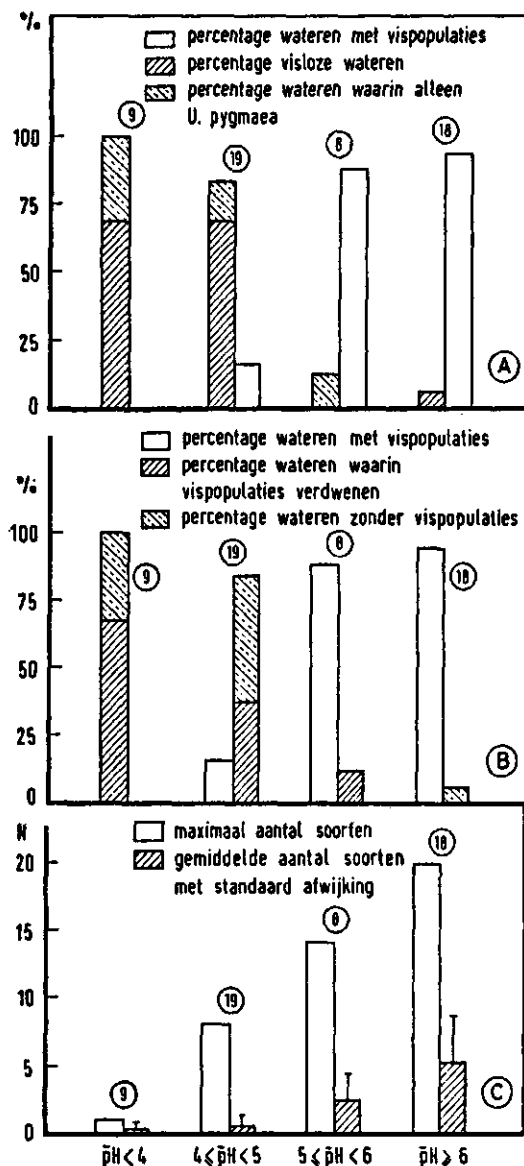
Combinatie van de gegevens in tabel 26 en figuur 40 geeft een goede indruk van de presentie en abundantie van vissen in verzuurde en potentieel gevoelige systemen. Om na te gaan welke vissoorten als gevolg van verzuring zijn verdwenen, is tevens historisch onderzoek verricht. Hierbij is gebruik gemaakt van talrijke wetenschappelijke publikaties, vissencollecties in het Zoölogisch Museum te Amsterdam





en het Rijksmuseum voor Natuurlijke Historie te Leiden en persoonlijke mededelingen van deskundigen. Voor een uitvoerige beschrijving van het historisch onderzoek wordt verwezen naar Oyen (1984). Een beknopt overzicht van de resultaten van dit onderzoek wordt weergegeven in tabel 27. Deze tabel illustreert dat in verzuurde wateren met een "gemiddelde pH" lager dan 6 veel vissoorten zijn verdwenen.

Figuur 41a toont dat het percentage visloze wateren sterk toeneemt bij verzuring terwijl in vrijwel alle circumneutrale tot basische



Figuur 41. De visserijkundige status van laag alkaliene systemen in relatie tot de zuurgraad van het water. In de cirkels wordt vermeld hoeveel wateren in een bepaalde pH-klasse bemonsterd zijn.

wateren vispopulaties aanwezig zijn. Een relatief groot percentage van de zure en verzuurde wateren bevat zuivere populaties van de Amerikaanse hondsvij.

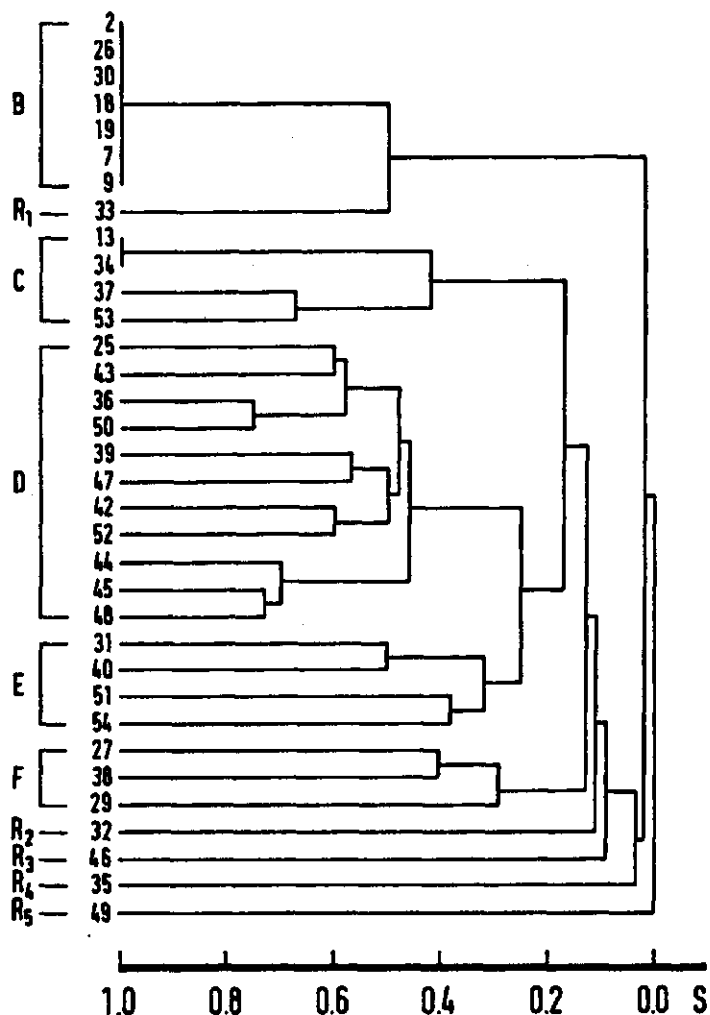
Middels het eerder genoemde historische onderzoek (zie tabel 27) kon voor een groot gedeelte van de verzuurde wateren worden aangetoond dat deze in het verleden wel vispopulaties herbergden.

Figuur 41b illustreert dat ook het percentage wateren met verdwenen vispopulaties sterk toeneemt bij verzuring van zwak gebufferde systemen. De wateren met zuivere hondsvij-populaties zijn in deze figuur als visloze wateren beschouwd. Deze vissoort is immers zuurtolerant en pas recentelijk in Nederland geïntroduceerd.

Het gemiddelde en maximale aantal vissoorten in relatie tot de zuurgraad van het water wordt gegeven in figuur 41c. Duidelijk is dat het aantal vissoorten als gevolg van verzuring van oppervlakte-wateren sterk afneemt. Voor de pH-tolerantie van de diverse vissoorten wordt verwezen naar tabel 26. In deze tabel wordt van iedere vissoort de minimale pH gegeven, waarbij deze is waargenomen. Bij een groot aantal waarnemingen van een bepaalde vissoort zal deze minimale pH-waarde de tolerantiegrens benaderen.

Om na te gaan welke combinaties van vissoorten in zwak gebufferde systemen van Nederland voorkomen, zijn de data van tabel 27 gebruikt voor een clusteranalyse ("Average linkage between the merged groups"). De resultaten van deze analyse zijn samengevat in een dendrogram (figuur 42). De waternummers in figuur 42 corresponderen met de nummers in tabel 27. Met behulp van de similariteitsindex (S) van Jaccard kunnen vijf grote clusters (A t/m F) en diverse restclusters (R<sub>1</sub> t/m R<sub>5</sub>) onderscheiden worden. Cluster A is niet in het dendrogram weergegeven omdat dit de visloze wateren bevat. Deze systemen zijn bijna allemaal zuur of verzuurd. Cluster B bevat zeven zure wateren waarin alleen de hondsvij is aangetroffen. In de vier wateren van cluster C zijn vrijwel uitsluitend toppredatoren zoals snoek en baars waargenomen. Het Cluster D wordt gevormd door elf soortenrijke wateren. In bijna alle wateren van dit cluster is de combinatie van baars, blankvoorn, brasem, ruisvoorn en snoek aangetroffen. Een viertal relatief soortenrijke wateren met de combinatie van wilde goudvis, baars en zeelt wordt samengevoegd in cluster E.

Drie soortenarme wateren met zeelt vormen het cluster F. De clusters



**Figuur 42.** Dendrogram van een clusteranalyse op presente vissoorten. Cluster A is niet opgenomen omdat dit de visloze wateren bevat. S: Similariteitsindex van Jaccard.

D en E bevatten wateren welke relatief ongestoord zijn. De vissoorten of visgemeenschappen van deze wateren zijn derhalve representatief voor de niet verzuurde zwak gebufferde systemen. In paragraaf 3.3.1. is aangetoond dat ook deze zachte wateren reeds een groot gedeelte van de buffercapaciteit verloren hebben als gevolg van zure depositie. Het is aannemelijk dat de vispopulaties in wateren van cluster D en E bij een verdergaande verzuring zullen verdwijnen en alleen relatief soortenarme en zuivere hondsviis-populaties of visloze wateren overblijven.

#### 4.5. AMFIBIEËN

De laatste decennia zijn als gevolg van talrijke menselijke activiteiten veel amfibieën-populaties verdwenen of qua omvang sterk gereduceerd. In Nederland zijn daarom alle soorten amfibieën sinds 1973 opgenomen in de Natuurbeschermingswet. Over de invloed van verzuring op amfibieën is nog vrij weinig bekend. In Noord-Amerika gaat het aantal populaties van de salamander *Abystoma maculatum* sterk achteruit als gevolg van verzuring van de voortplantingspoelen (Pough, 1976; Pough & Wilson, 1974). Gosner & Black (1957) hebben een verspreidingspatroon van amfibieën waargenomen dat afhankelijk is van de zuurgraad van de voortplantingswateren. Clauznitzer (1979) toont aan dat in Duitsland de sterke achteruitgang van de heikikker veroorzaakt wordt door een schimmelaantasting van de eiklommen. Het beschimmelingspercentage is afhankelijk van de zuurgraad van het water. Roelofs (1983) vermeldt voor Nederland een sterk gereduceerd voortplantingssucces van amfibieën in verzuurde wateren wegens beschimmeling van de eilegels. Een soortgelijk fenomeen is in ons land door Strijbosch (1979) beschreven voor van nature zure wateren. Hagström (1977, 1980) heeft in West-Zweden geconstateerd dat waterverzuring resulteert in een sterke "vergrijzing" van populaties van de bruine kikker en de gewone pad. Als een indirect effect van verzuring blijkt het aantal kleine watersalamanders toe te nemen wegens het plaatselijk uitsterven van de vissen. Volgens Cuppen (1983) is op de Veluwe een goed ontwikkelde populatie van de heikikker verdwenen als gevolg van verzuring van oppervlaktewater.

De beschikbare literatuurgegevens over de effecten van waterverzuring op amfibieën-populaties in Nederland zijn nogal fragmentarisch. Bovendien is niet geheel duidelijk welke soorten bedreigd worden als gevolg van zure depositie. Om een beter inzicht te verkrijgen in deze problematiek is gedurende 1983 een groot aantal ( $n = 96$ ) zwak gebufferde zure en verzuurde wateren geïnventariseerd op de soortensamenstelling en het voortplantingssucces van amfibieën bestudeerd (Christiaans, 1983; Leuven et al., 1984b). Tijdens dit onderzoek zijn negen soorten waargenomen in de voor verzuring gevoelige systemen. Tabel 28 toont dat in veel laag alkaliene systemen populaties van de groene kikker, bruine kikker, heikikker en gewone pad voorkomen. De rugstreeppad, zwemvoetsalamander, kleine watersalamander, alpenwater-

salamander en kamsalamander komen slechts voor in een klein percentage van de zachte wateren. In vergelijking met andere watertypen zijn echter ook deze bezettingspercentages nog relatief hoog. Strijbosch (1979) heeft ook de knoflookpad waargenomen in zwak gebufferde wateren. De Nederlandse fauna telt totaal 15 soorten amfibieën (Sparreboom, 1983). Een en ander betekent dat minstens 60% van deze soorten voorkomt in systemen welke gevoelig zijn voor zure depositie. Omdat veel laag alkaliene wateren in beschermde natuurgebieden liggen, vervullen deze systemen een belangrijke functie voor de instandhouding van amfibieënpopulaties in Nederland.

Tabel 28. Het percentage laag alkaliene wateren waarin amfibieënpopulaties zijn aangetroffen.

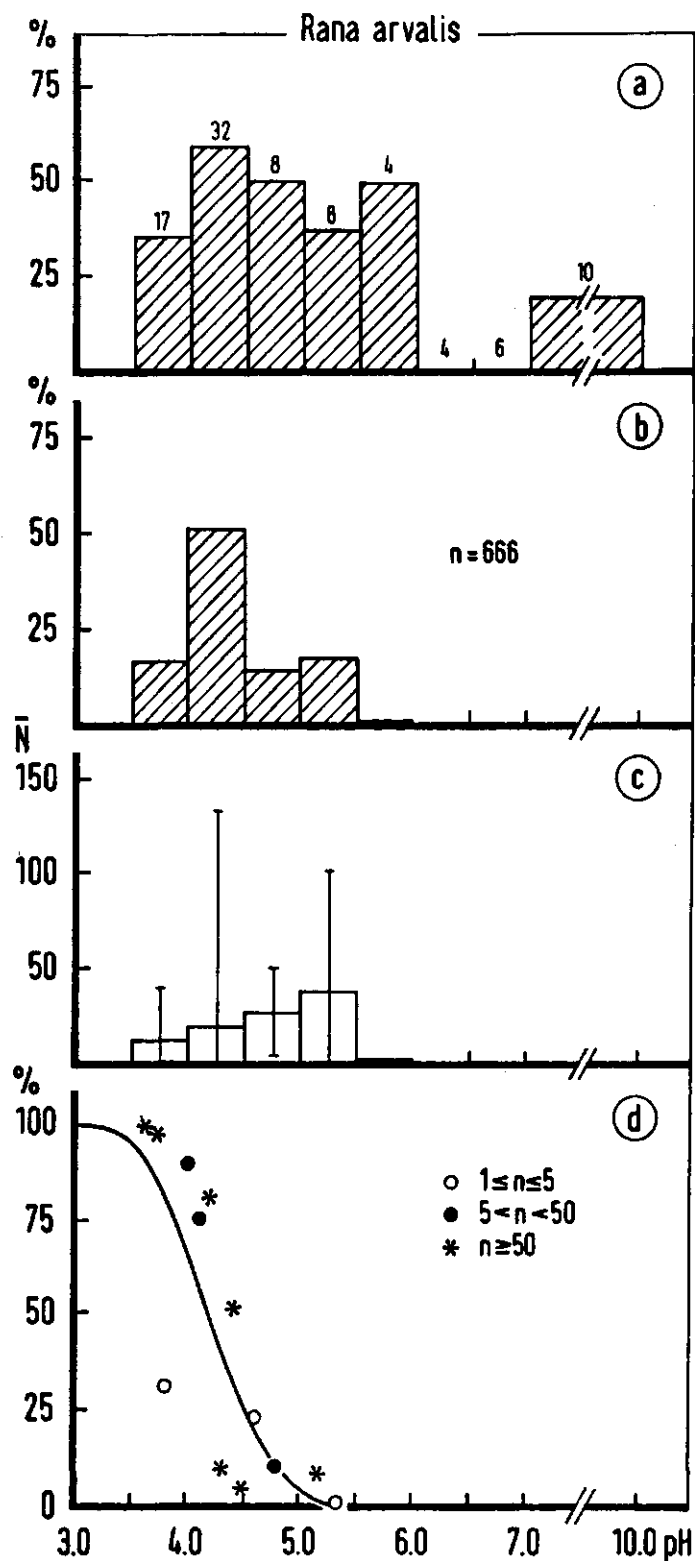
Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	% wateren (n = 96)
1. Groene kikker	<i>Rana esculenta</i>	72,1
2. Gewone pad	<i>Bufo bufo</i>	58,4
3. Bruine kikker	<i>Rana temporaria</i>	52,8
4. Heikikker	<i>Rana arvalis</i>	40,5
5. Zwemvoetsalamander	<i>Triturus helveticus</i>	21,9
6. Kleine watersalamander	<i>Triturus vulgaris</i>	9,4
7. Alpenwatersalamander	<i>Triturus alpestris</i>	6,3
8. Kamsalamander	<i>Triturus cristatus</i>	5,2
9. Rugstresppad	<i>Bufo calamita</i>	4,7
10. Knoflookpad	<i>Pelobates fuscus</i>	**

\*\* Deze soort is niet waargenomen in de onderzochte wateren. Het betreft hier een literatuurvermelding van Strijbosch (1979).

De meeste kikkers, padden en salamanders vertonen een vrij ruime biotoopkeuze, indien deze gecorreleerd wordt met de zuurgraad en alkaliniteit van het voortplantingswater. De heikikker verblijft het grootste gedeelte van het jaar op het land en prefereert dan vooral de vochtige heide- en bosmilieus. Het merendeel van deze biotopen bevindt zich op de pleistocene zandgronden van zuid-oost Nederland. De meeste oppervlaktewateren in deze regio's zijn zwak tot matig gebufferd. De heikikker is dus wat betreft zijn voortplantingswateren vrijwel volledig aangewezen op systemen welke gevoelig zijn voor verzuring.

Figuur 43a toont dat in deze gebieden de meeste populaties van de heikikker zijn waargenomen in wateren met een pH tussen 3,5 en 6,0. In de onderzochte wateren zijn totaal 666 eiklompjes van deze soort aangetroffen. De frequentieverdeling van de eiklompjes in relatie tot de zuurgraad van het voortplantingswater is weergegeven in figuur 43b. Bijna alle eiklompjes zijn gevonden in wateren met een pH tussen 3,5 en 5,0. Figuur 43c illustreert dat het gemiddelde aantal eiklompjes per water in dit pH-traject sterk afneemt bij een dalende pH. Omdat er een lineair verband bestaat tussen het aantal eiklompjes en de populatie-omvang, kan gesteld worden dat het gemiddelde aantal eiklompjes per water sterk afneemt bij verzuring. Uiteraard is niet alleen het aantal eiklompjes bepalend voor het voortplantingssucces van amfibieën, maar ook het aantal eieren per klomp, het bevruchtingspercentage en de mortaliteit van de eieren, larven en juvenielen. In het veld is geen duidelijke correlatie gevonden tussen het aantal eieren per legsel en zuurgraad van het voortplantingswater. Wel treden in zure en verzuurde wateren veranderingen op wat betreft de osmoregulatie van de eieren. Deze zwellen minder, waardoor de eiklompjes klein blijven en stevig aanvoelen. De embryo's worden in hun ontwikkeling gehinderd omdat er plaatsgebrek ontstaat. Bovendien kan de staartbeweging in slecht gezwollen eieren niet goed uitgevoerd worden. Hierdoor krijgen de embryo's problemen met zuurstofvoorziening. De verzwakte en/of afgestorven eieren raken snel geïnfecteerd met zuurresistente schimmels behorende tot de Saprolegniaceae. Deze schimmelinfectie is waarschijnlijk niet primair. De beschimmelings van de eieren kan zowel tijdens de eerste als de latere ontwikkelingsstadia optreden. Omdat het beschimmelingsproces irreversibel is, kan de beschimmelingsgraad van de eieren gebruikt worden om de mortaliteit van de eieren te bepalen. In figuur 43d is de mortaliteit van heikikker-eieren weergegeven in relatie tot de zuurgraad van het voortplantingswater. Met behulp van "Probit analysis" (SAS, 1982) is bepaald dat de mortaliteit significant toeneemt bij een stijgende zuurgraad. Vooral in het pH-traject tussen 4,5 en 3,5 neemt de mortaliteit sterk toe. Enkele belangrijke lethale concentratie-waarden zijn weergegeven in tabel 29. Deze tabel toont bijvoorbeeld dat bij een pH van 4,2 (IC<sub>50</sub>-waarde) de mortaliteitskans al 50% bedraagt.

Niet alleen bij de heikikker, maar ook bij de bruine kikker, de groene kikker en de gewone pad stijgt de eimortaliteit sterk bij een toenemende



**Figuur 43.** Een overzicht van de veldwaarnemingen aan de heikikker (*Rana arvalis*) in zwak gebufferde wateren.

**a.** Het percentage wateren dat bezet is met heikikker-populaties in relatie tot de zuurgraad van het systeem. De cijfers boven de gearceerde balken geven weer hoeveel systemen in een bepaalde pH-klasse onderzocht zijn.

**b.** De relatieve verdeling van het aantal eiklommen (n = 666) over de verschillende pH-klassen van de voorplantingswateren.

**c.** Het minimale, gemiddelde en maximale aantal eiklommen voor wateren uit diverse pH-klassen.

**d.** De gemiddelde eimortaliteit (%) in relatie tot de zuurgraad van het water. De verschillende symbolen geven aan hoeveel eiklommen (n) zijn aangetroffen in een water met een bepaalde zuurgraad. De theoretische mortaliteit-curve is berekend met behulp van "SAS probit analysis".

verzuring van het voortplantingswater (Christiaans, 1983; Leuven et al., 1984b). Strijbosch (1979) heeft beschreven dat de eieren van de knoflookpad in water met een pH van 4,5 volledig beschimmelen. Mortaliteitspercentages van salamandereieren in relatie tot de zuurgraad van het water ontbreken. De eieren van salamanders worden immers afzonderlijk op de vegetatie afgezet en zijn moeilijk te vinden.

Tabel 29. Lethale dosis waarden ( $LC_{\frac{1}{2}}$ ) voor eieren van de heikikker (*Rana arvalis*).

Mortaliteitskans %	$LC_{\frac{1}{2}}$ (pH)
99	3.2
90	3.6
50	4.2
10	4.8
1	5.2

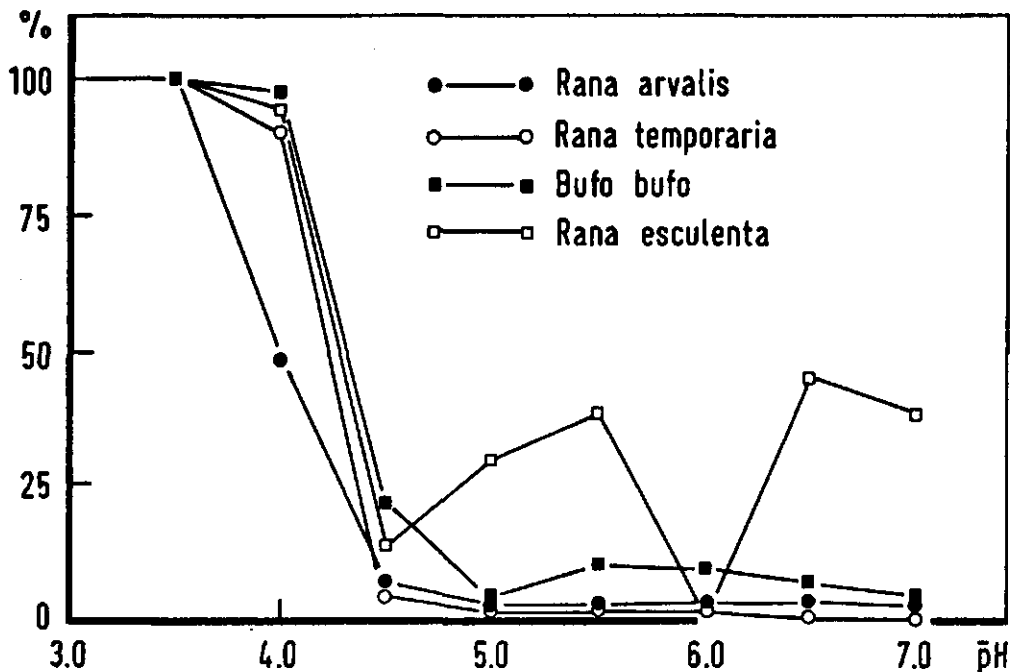
In hoofdstuk 2 is reeds opgemerkt dat veldwaarnemingen meestal correlatief zijn. Causale verbanden tussen bijvoorbeeld de eimortaliteit en de zuurgraad van het water kunnen alleen gelegd worden met behulp van gestandaardiseerde en volledig gecontroleerde experimenten. De resultaten van een dergelijk experiment zijn weergegeven in figuur 44. In dit experiment is alleen de zuurgraad van het kweekmedium (zwak gebufferd venwater) gevarieerd door toevoegen van zwavelzuur en zijn alle andere fysische en chemische parameters constant gehouden. Voor iedere proefgroep is steeds de cumulatieve eimortaliteit tot het stadium van "hatching" bepaald. Figuur 44 illustreert dat zowel bij de heikikker, de bruine kikker, de groene kikker als de gewone pad de eimortaliteit sterk toeneemt bij verzuring van het kweekmedium. Deze toename is vooral in het pH-traject 4,5 tot 3,5 zeer duidelijk. Bij alle soorten bedraagt de eimortaliteit 100% indien de pH van het kweekmedium kleiner dan of gelijk is aan 3,5. Opmerkelijk is dat de resultaten van dit kweekexperiment volledig overeenstemmen met de bovengenoemde veldwaarnemingen. Dit laatste betekent uiteraard dat waterverzuring daadwerkelijk resulteert in een sterk verminderd voortplantingssucces van amfibieën.

Bij verzuring van oppervlaktewater verandert uiteraard niet alleen de zuurgraad van het water. In hoofdstuk 3 is al uitvoerig beschreven



dat als gevolg van diverse directe en indirecte effecten van zure depositie tal van fysische en chemische parameters veranderen. In verzuurde systemen worden bijvoorbeeld relatief lage calcium- en hoge ammoniumconcentraties gemeten. Ook kunnen (zware) metalen, zoals aluminium en cadmium, gemobiliseerd worden vanuit het sediment of uitspoelen vanuit de directe omgeving. Om na te gaan wat het effect hiervan is op het voortplantingssucces, zijn aanvullend diverse kweekexperimenten uitgevoerd met eieren en larven van de bruine kikker.

De gebruikte basis kweekmedia zijn wat betreft samenstelling vergelijkbaar met relatief ongestoorde zwak gebufferde wateren. De kweekmedia zijn steeds bereid met gedemineraliseerd water en zuivere chemicaliën. Bij de kweekexperimenten is steeds de zuurgraad en de concentratie van calcium, aluminium of cadmium gevarieerd. De keuze voor een bepaalde gradiënt is altijd gemaakt op basis van veldgegevens, hetgeen betekent dat de gegevens geëxtrapoleerd kunnen worden naar de veldsituatie. Voor een uitvoerige beschrijving van dit onderzoek wordt verwezen naar Heijligers (1984).



Figuur 44. De eimortaliteit (%) van de heikikker (*Rana arvalis*), bruine kikker (*Rana temporaria*), gewone pad (*Bufo bufo*) en groene kikker (*Rana esculenta*) in relatie tot de zuurgraad van het kweekmedium.

Tabel 30 toont dat een hoge aluminiumconcentratie ( $185 \mu\text{mol.l}^{-1}$ ) in het kweekmedium bij de bruine kikker resulteert in een significant hogere eimortaliteit ten opzichte van het basismedium. Bij een verlaging van de calciumconcentratie van  $525$  tot  $60 \mu\text{mol.l}^{-1}$  of een extreem hoog ammoniumgehalte ( $1000 \mu\text{mol.l}^{-1}$ ) in het medium is geen significante toename van de eimortaliteit waargenomen. De verhoging van de ammoniumconcentratie tot  $1000 \mu\text{mol.l}^{-1}$  gaat wel gepaard met een vertraging (1 à 2 dagen) van de ei-ontwikkeling.

Tabel 30. De eimortaliteit (%) van de bruine kikker (*Rana temporaria*) in diverse kweekmedia.

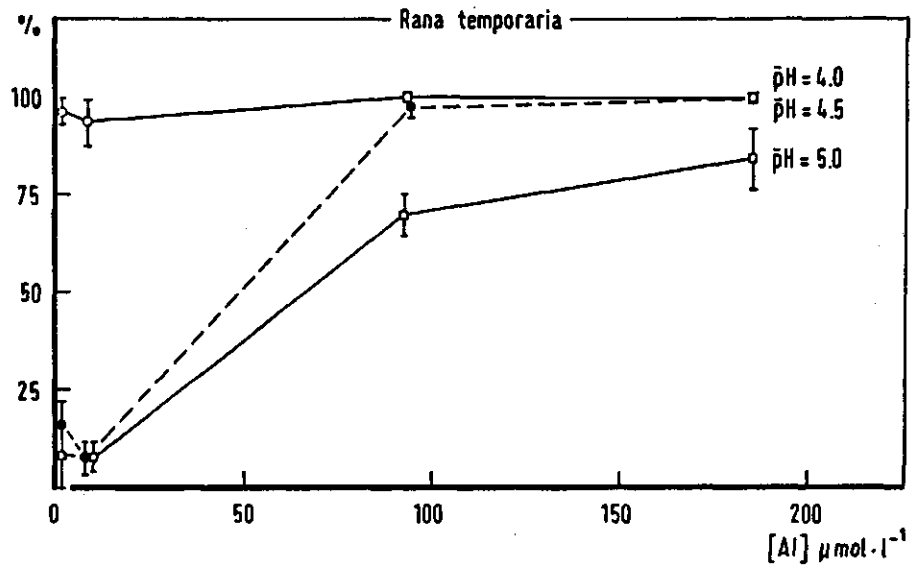
pH	n	basis medium	medium 1 [Ca <sup>2+</sup> ] = $60 \mu\text{mol.l}^{-1}$	medium 2 [NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] = $1000 \mu\text{mol.l}^{-1}$	medium 3 [Al <sup>3+</sup> ] = $185 \mu\text{mol.l}^{-1}$
4.0	4	$96.6 \pm 2.8$	$95.3 \pm 7.0$	$98.0 \pm 2.0$	$100.0 \pm 0.0^*$
4.5	4	$16.0 \pm 5.8$	$8.2 \pm 9.9$	$11.0 \pm 7.6$	$100.0 \pm 0.0^*$
5.0	4	$8.0 \pm 8.5$	$4.2 \pm 2.6$	$10.5 \pm 10.4$	$83.6 \pm 8.6^*$

\* Significant hoger t.o.v. basismedium met Student-t-test ( $p < 0.001$ ).

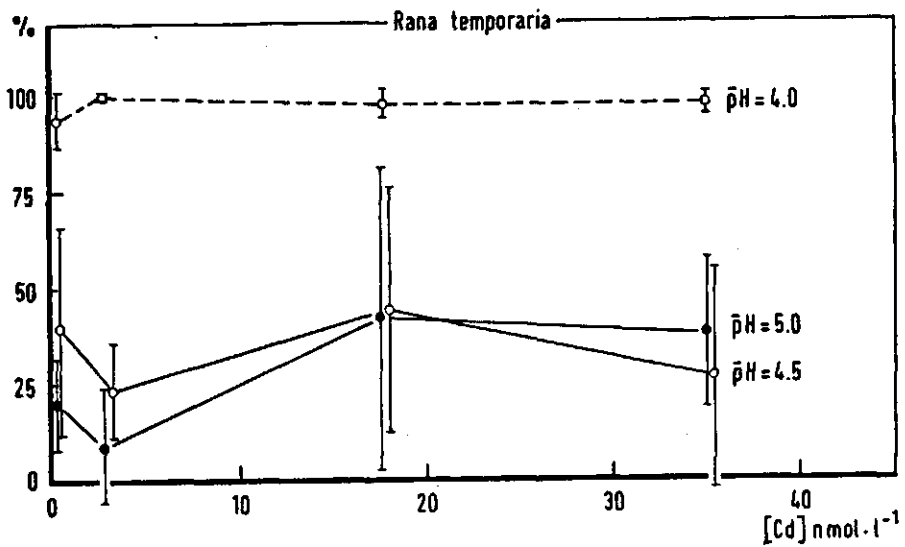
In figuur 45 wordt de mortaliteit van bruine kikker-eieren weergegeven in relatie tot de aluminiumconcentratie en de zuurgraad van het medium. Een verhoging van het aluminiumgehalte tot  $92,5$  en  $185,0 \mu\text{mol.l}^{-1}$  resulteert bij alle onderzochte proefgroepen in significant hogere mortaliteitspercentages. Opmerkelijk is dat de eimortaliteit in media met lage pH en hoge aluminiumconcentraties 100% bedraagt. In media met een relatief lage zuurgraad ( $\text{pH} \geq 4,5$ ) en verhoogde aluminiumconcentraties kan nog een klein gedeelte van de eieren ontwikkelen. Veel larven blijken echter na "hatching" misvormd te zijn.

Een verhoging van de cadmiumconcentratie, tot waarden zoals gemeten in verzuurde systemen, heeft weinig effect op het overlevingspercentage van amfibieëneieren (zie figuur 46). De incubaties bij hoge cadmiumconcentraties resulteren wel in hogere misvormingspercentages van de larven.

In figuur 47 wordt een overzicht gegeven van de mortaliteit van bruine kikker-larven in relatie tot de zuurgraad van diverse kweekmedia. De incubatietijd van de larven was steeds 21 dagen. Duidelijk is dat een verhoging van de aluminium-, cadmium- of ammoniumconcentratie in het medium resulteert in een forse toename van de larvenmortaliteit.

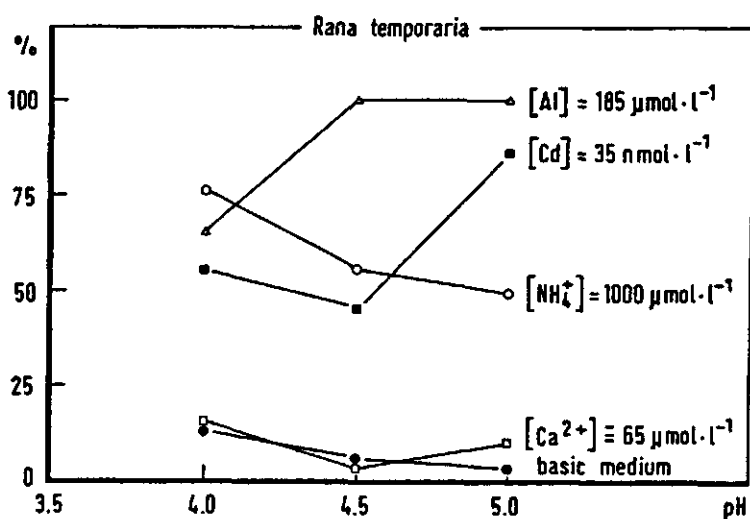


Figuur 45. De eimortaliteit (%) van de bruine kikker (*Rana temporaria*) in relatie tot de aluminiumconcentratie en zuurgraad van het kweekmedium.



Figuur 46. De eimortaliteit (%) van de bruine kikker (*Rana temporaria*) in relatie tot de cadmiumconcentratie en zuurgraad van het kweekmedium.

Het effect van deze parameters op de overleving van larven blijkt afhankelijk te zijn van de zuurgraad van het medium. De toxiciteit van ammonium neemt toe bij dalende pH, terwijl dit voor cadmium en aluminium net andersom is. Zowel in het basismedium als in het medium met een extreem lage calciumconcentratie is de mortaliteit van de larven gering. De larven van de bruine kikker zijn over het algemeen minder gevoelig voor verzuring van het kweekmedium dan de embryo's.



Figuur 47. De mortaliteit (%) van bruine kikker (*Rana temporaria*) larven in relatie tot de zuurgraad van diverse kweekmedia.

Samenvattend mag geconcludeerd worden dat verzuring van zwak gebufferde wateren resulteert in een forse vermindering van het voortplantingssucces. Als gevolg hiervan zijn veel amfibieën-populaties lokaal verdwenen of qua omvang sterk gereduceerd. De voortplanting van de heikikker (*Rana arvalis*) vindt voornamelijk plaats in laag alkaliene wateren. Een toenemende waterverzuring betekent daarom met name voor deze soort een ernstige bedreiging.

#### 4.6. VOGELS

De vogelsoorten die door hun biotoop, voedselkeuze en fourageergedrag volledig afhankelijk zijn van het water vervullen als top-predatoren een belangrijke functie in het aquatische milieu. In een optimaal functionerend aquatisch oecosysteem bevindt zich onder water een grote diversiteit van plantaardige en dierlijke organismen, die uitsluitend beschikbaar is voor vogelsoorten die hun voedsel duikend bemachtigen. Vooral deze soorten, die bovendien kritisch zijn in hun voedselkeuze, zullen verdwijnen wanneer het voedselaanbod sterk gereduceerd wordt.

De gevolgen van waterverzuring voor de aanwezigheid van vogels is tot op heden nog niet bestudeerd. Toch is het aannemelijk dat door indirecte effecten een verschuiving optreedt in de aanwezige soorten of dat bepaalde soorten verdwijnen. In de vorige paragrafen (4.1. t/m 4.5.) is duidelijk gemaakt dat verzuring grote effecten heeft op flora- en faunacomponenten van verschillende trofische niveaus. De gevolgen voor diverse vogelsoorten hangen af van veranderingen in de voedselketen. Typische visetende vogels zoals de fuut (*Podiceps cristatus*) ontbreken in verzuurde wateren waarin vispopulaties zijn verdwenen. Omdat ook week- en schaaldieren afwezig zijn in deze wateren verdwijnt de belangrijkste voedselbron van de kuifeend (*Aythya fuligula*), die deze organismen duikend bemachtigt. Een extreme verzuring van water en bodem resulteert in de afwezigheid van ondergedoken waterplanten. Onder deze condities zal de tafeleend (*Aythya ferina*), die onder water fourageert en waterplanten eet, afwezig zijn. Watervogels die een breder scala van dierlijke organismen nuttigen, zoals de dodaars (*Trachybaptus ruficollis*), zullen in verzuurde wateren aanwezig blijven. Bij de afwezigheid van vis voedt deze soort zich met de vaak in grote aantallen aanwezige wantsen en kevers. De meerkoet (*Fulica atra*) is één van de watervogelsoorten die zowel planten als insecten eet. Door de brede voedselkeuze kunnen dergelijke vogelsoorten zich gemakkelijk aanpassen aan een veranderd voedselaanbod. De meeste andere "watervogels" zijn eigenlijk soorten die meer gebonden zijn aan de oeverzone. Deze vogels, zoals waterhoen (*Gallinula chloropus*), waterral (*Rallus aquaticus*) en roerdomp (*Botaurus stellaris*), voeden zich met allerlei plantaardig en dierlijk materiaal dat tussen de oevervegetatie aanwezig is en zijn dus niet gevoelig voor de achteruitgang van flora en fauna in het water.

Concluderend mag gesteld worden dat in niet verzuurde aquatische milieus met een grote diversiteit aan planten en dierlijke organismen een groot aantal vogelsoorten aanwezig kan zijn. Dit wordt natuurlijk mede bepaald door factoren als de oppervlakte, diepte, omgeving, beheer en recreatiedruk. Verzuring van bodem en water zal leiden tot een achteruitgang van het aantal soorten watervogels. Mede hierdoor zal de natuurlijke waarde van het aquatische milieu verminderen. Mogelijk heeft ook de accumulatie van zware metalen in de voedselketen invloed op watervogels. Door eutrofiëring van het aquatische milieu, waarbij de oevervegetatie zich sterk uitbreidt, zal het aantal vogelsoorten dat voor biotoop en voedsel gebonden is aan de oeverzone toenemen.

De hierboven vermelde conclusies zijn gebaseerd op een zeer beperkt aantal waarnemingen en dienen dan ook slechts ter illustratie van mogelijke, indirecte effecten van verzurende en bemestende depositie op de vogelbevolking. Het is de bedoeling om verschillende typen wateren op de vogelsamenstelling te onderzoeken.

## 5. CONCLUSIES

In Nederland zijn met name de zwak gebufferde en voedselarme oppervlaktewateren op kalkarme minerale zandgronden gevoelig voor verzurende en bemestende depositie. Het merendeel van deze wateren ligt in het zuiden, midden en oosten van ons land, en in de duinen ten noorden van Bergen. Alle aquatische milieus welke vrijwel volledig gevoed worden door hemelwater zijn momenteel ernstig verzuurd.

De potentiële zuurdepositie is in ons land vergeleken met andere noordwest-Europese landen zeer hoog. Vooral door de activiteit van intensieve veehouderijen neemt de depositie van potentieel verzurende en bemestende componenten zowel lokaal als regionaal sterk toe. Minimaal 75% van de natte depositie van potentieel zuur is afkomstig van ammonium.

Een toenemende ammoniak-emissie resulteert in een verhoogde ammonium- en sulfaatconcentratie in het regenwater. In ammoniak-brongebieden kan de potentiële zuur- en stikstofdepositie tot drie maal zo hoog zijn als het landelijk gemiddelde.

De depositie van verzurende en bemestende verbindingen is sterk afhankelijk van de afstand tot emissiebronnen zoals drijfmestakkers, kippen-, en varkensmesterijen. Concentratie van intensieve veehouderijen in combinatie met een versnippering van natuurgebieden leidt tot een extra belasting van kwetsbare milieus.

Vooral in gevoelige gebieden is de potentieel verzurende en bemestende depositie hoog. Hierdoor zijn op deze plaatsen veel oppervlaktewateren extreem verzuurd en/of geëutrofiëerd.

In Nederland is 90% van de oorspronkelijk zwak gebufferde wateren momenteel zuur. In ongeveer 50% van deze wateren is alle buffercapaciteit (bicarbonaat) verdwenen. Met zekerheid kan worden gesteld dat minimaal 67% recentelijk verzuurd is.

Verzuring van laag-alkaliene systemen resulteert in sterke veranderingen van de ionenbalans van het water. Zowel veldwaarnemingen als laboratoriumexperimenten tonen aan dat vooral de koolstof-, stikstof-, zwavel- en fosfaathuishouding door de huidige neerslagkwaliteit sterk beïnvloed worden. De vermindering van de afbraak in zure milieus resulteert in een accumulatie van organisch materiaal. Mede hierdoor neemt de beschikbaarheid van voedingsstoffen af. In verzurende systemen neemt de concentratie van (zware) metalen zoals aluminium en cadmium sterk toe.

Indien verzuurde systemen gerestaureerd (bekalkt) worden zonder verwijdering van organisch materiaal kunnen ernstige eutrofiëringsverschijnselen optreden.

Wanneer verzuringsprocessen reversibel zijn en het empirische model van Henriksen gebruikt wordt voor de Nederlandse situatie, blijkt, dat herstel van verzuurde aquatische systemen alleen mogelijk is wanneer de depositie van potentieel zuur gereduceerd wordt met minimaal 70%.

Berekeningsexperimenten geven aan dat de huidige depositie van verzurende componenten in Nederland daadwerkelijk resulteert in een ernstige verzuring van zwak gebufferde venmilieus. Indien de depositie van potentieel zuur overeenkomt met die in ammoniak-brongebieden daalt de pH van het water tot 3,8. Met name ammoniumsulfaat veroorzaakt een sterke verzuring en stikstofverrijking van water en bodem. Onder deze omstandigheden gaan stikstofminnende oeverplanten sterk woekeren en verdwijnen ondergedoken waterplanten.

De resultaten van kolomexperimenten tonen dat ammoniumverbindingen de pH van het water kunnen verlagen tot 3,8. Bij de huidige depositie van potentieel verzurende verbindingen is deze waarde in aquatische milieus blijkbaar de grens van het (verzurende) nitrificatieproces.

In het Rouwkuilenven is de chemische samenstelling van het water sterk gecorreleerd met de neerslagkwaliteit. De depositie van verzurende en bemestende componenten blijkt verantwoordelijk te zijn voor de veranderingen in vegetatie.

Verzuring van zwak gebufferde wateren veroorzaakt een sterke afname van de diversiteit van microflora, -fauna, en macrofauna. In verzuurde systemen treedt een sterke dominantie op van enkele zuur tolerante soorten. Ook de dissimilariteit tussen de wateren neemt sterk af.

Veel zwak gebufferde wateren worden normaal gekarakteriseerd door de aanwezigheid van waterplanten uit het oeverkruidverbond zoals oeverkruid, waterlobelia en waterbiesvaren. Zowel kweek- als oecofysiologische experimenten hebben aangetoond dat bij verzuring ondergedoken waterplanten verdwijnen door een gebrek aan anorganisch koolstof.

In laag-alkaliene systemen zijn twintig vissoorten waargenomen waaronder de grote en kleine modderkruiper. Zowel het percentage wateren met goede vispopulaties als de soortenrijkdom van deze wateren nemen sterk af bij een toenemende verzuring. In extreem zure wateren kan alleen de oost-Amerikaanse hondsvijl overleven.



Het reproductiesucces van amfibieën vermindert sterk bij verzuring van de voortplantingswateren. Kweekexperimenten hebben aangetoond dat een toename van de zuur-, (zware) metalen- en ammoniumconcentratie een verhoogde mortaliteit van eieren en larven veroorzaakt. Verzuring van aquatische systemen kan resulteren in een locale achteruitgang van amfibieën. Omdat de voortplanting van de heikikker voornamelijk plaatsvindt in zwak gebufferde milieus wordt met name deze soort ernstig bedreigd.

Door indirecte effecten van waterverzuring verandert de samenstelling van de aanwezige vogelsoorten. Watervogels die voor hun voedsel afhankelijk zijn van planten en vissen onder water zullen door het verdwijnen van deze voedselbron in verzuurde systemen afwezig zijn.

## 6. DANKWOORD

Dit rapport was nooit op tijd tot stand gekomen zonder het snelle typewerk van Maria van Kuppeveld-Kuiper en Bea Aelen-Honer.

Veel dank gaat uit naar Dr. J.F.M. Geelen voor het kritisch doorlezen van het manuscript en de hulp bij het onderzoek. Prof. Dr. C. den Hartog en J.G.M. Roelofs hebben door de projectbegeleiding en de vruchtbare discussies het werk voortdurend gestimuleerd.

Dr. G. van der Velde, Dr. H.K.M. Moller-Pilot en Dr. L.W.G. Higler worden bedankt voor de hulp bij het vele determinatiewerk.

De uitvoering van het chemisch-analytisch werk werd verricht door Mariska Brouwers en Leo Meuffels.

Zonder het veilige transport van en naar de monsterplaatsen door de heer W. Pouwels had het veldwerk niet uitgevoerd kunnen worden.

De algemene en technische diensten van de Faculteit der Wiskunde en Natuurwetenschappen zorgden achter de schermen voor een voorspoedig verloop van het onderzoek.

De afdeling Aquatische Oecologie leverde een belangrijke bijdrage in het totstandkomen van dit rapport.

Voor de medewerking bij het onderzoek bedanken we de volgende instellingen: Rijksinstituut voor Natuurbeheer (Leersum, Terschelling), Rijksmuseum voor Natuurlijke Historie (Leiden), Zoölogisch Museum (Amsterdam), Kema (Arnhem) en het KNMI/RIV.

De vereiste vergunningen werden verleend door Staatsbosbeheer, Het Zuidhollands Landschap, Het Brabants Landschap, Het Zeeuws Landschap, It Fryske Gea, Natuurmonumenten, de gemeenten Vlijmen, Grave, Ravenstein, Schayk, Beers, Valkenswaard en Vessum, de Directie van de Visserijen en de Directie Natuur- en Landschapsbescherming (Ministerie L. & V.).

De hieronder genoemde studenten leverden een wezenlijke bijdrage aan de totstandkoming van de resultaten: Hay Arts, Joseph de Bie, Marius Christiaans, René Cleef, Louis Dederen, Robbie Eeken, Roger van Gemert, René Gorissen, Ingrid Heck, Wim Heijligers, Anke Hermans, Peter Hesem, Anneke Houdijk, Jeanine van de Hurk, Jan Janssen, Henk Kersten, Hans Kok, Michel Maenen, Mario Maessen, Hettie Meertens, Conny Moors, Ferd Oyen, Ronald Pouwels, Estella Schils, Frans Vek, Jos Vanhemelrijk en Joan van der Velde.

Tenslotte danken wij Ir. T. Janssen, Prof. Dr. S. Wendelaar-Bonga, G. Visser, Drs. W. van Densen en allen die op enigerlei wijze aan deze projecten hun medewerking hebben verleend, maar niet met name zijn genoemd.

## 7. LITERATUUR

- Aalst, R.M.van, 1984. Verzuring door atmosferische depositie-  
Atmosferische processen en depositie. Min. van L.& V. en Min. van  
V.R.O.M. Publikatiereeks Milieubeheer no. 84(2). 76 pp.
- Aalst, R.M.van, 1984. Depositie van verzurende stoffen in Nederland. In:  
Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. Proc. Symp. 's-Hertogen-  
bosch (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Pudoc, Wageningen. p. 66-70.
- Aalst, R.M.van & H.S.M.A. Diederer, 1983. Rol van stikstofoxiden en  
ammoniak bij de depositie vanuit de lucht van bemestende en verzurende  
stoffen op de Nederlandse bodem. TNO-rapport no. R 83/42. 30 pp.
- Adema, E.H. & J. van Ham (Red.), 1984. Zure regen: Oorzaken, effecten en  
beleid. Proc. Symp. 's-Hertogenbosch, Pudoc, Wageningen. 250 pp.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström, E. Hörnström & U. Miller, 1974.  
Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio*, 3: 30-36.
- \*Arts, H. & R. Cleef, 1983. De effecten van  $\text{NH}_4^+$ -accumulatie en verander-  
de N-, S- en C-condities op macrofyten in verzuurde wateren. Verslag  
no. 163, Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. 63 pp.
- \*Bie, J.E.G.M.de & M.M.J. Maenen, 1984. Een onderzoek naar de effecten  
van zure neerslag op microflora en -fauna in zwak gebufferde wateren  
op kalkarme zandgronden. Verslag no. 178, Laboratorium voor Aquatische  
Oecologie, K.U. Nijmegen. 179 pp.
- \*Bloemendaal, F.J.H.L., 1984. Cadmium in het milieu. Scriptie no. 34,  
Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. 44 pp.
- \*Bloemendaal, F.J.H.L. & J.A.A.R. Schuurkes, 1982. Een onderzoek naar de  
verspreiding van waterplanten in relatie tot het abiotische milieu,  
met name in matig en hoogalkaliene wateren. Verslag no. 136, Labora-  
torium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. 106 pp.
- Boer, W.M.J.den & H. Bastiaens, 1984. Verzuring door atmosferische  
depositie-Vegetatie. Effecten van verzuring op vegetatie. Min. van  
L. & V. en Min. van V.R.O.M. Publikatiereeks Milieubeheer no. 84(2).  
82 pp.
- Breemen, N.van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit,  
T.B. de Ridder & H.F. Reynders, 1982. Soilacidification from  
atmospheric ammoniumsulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299:  
548-550.
- \*Brock, Th.C.M., C.A.M. Huijbrechts, M.J.H.A. van de Steeg-Huberts & M.A.  
Vlassak, 1982. In situ studies on the breakdown of *Nymphoides peltata*  
(Gmel.) O. Kuntze (Menyanthaceae); Some methodological aspects of the  
litterbag technique. *Hydrobiol. Bull.* 16: 35-49.
- \*Brock, Th.C.M., J.J. Boon & B.G.P. Paffen, 1985. Field and laboratory  
studies on the decomposition of *Nymphaea alba* L. (Nymphaeaceae); The  
effects of the season and of water chemistry. *Aquat. Bot.* (aangeboden  
voor publikatie).
- \*Buskens, R., 1983. De makrofauna, in het bijzonder de chironomiden, en  
de vegetatie van een vijftigtal geëutrofiëerde, zure of laag-alkaliene  
stilstaande wateren op de Nederlandse zandgronden. Verslag no. 159,  
Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen, 75 pp.
- Buysman, E., 1984. Emissie van ammoniak in Nederland. Min. van V.R.O.M.  
Publikatiereeks Lucht, no. 22. 68 pp.
- Buysman, E., A.W.M. Vermetten & W.A.H. Asman, 1984. Ammoniak in de  
Nederlandse atmosfeer. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid.  
Proc. Symp. 's-Hertogenbosch (Red. E.H. Adema & J. van Ham), Pudoc,  
Wageningen. p. 36-41.
- \*Christiaans, M.M.C., 1983. De invloed van zure depositie op een aantal  
soorten amfibieën in Nederland. Verslag no. 165, Laboratorium voor  
Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. 69 pp.
- Clausnitzer, H.I., 1979. Durch Umwelteinflüsse gestörte Entwicklung beim  
Laich des Moorfrosches (*Rana arvalis* L.). *Beitr. Naturk. Nieder-  
sachsens*, 32: 67-78.

- Coesel, P.F.M., R. Kwakkestein & A. Verschoor, 1978. Oligotrophication and eutrophication tendencies in some Dutch moorland pools, as reflected by their Desmid flora. *Hydrobiologia*, 61: 21-31.
- Confer, J.L., T. Kaaret & G. Likens, 1983. Zooplankton diversity and biomass in recently acidified lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40: 25-31.
- Cuppen, H.P.J.J., 1983. Een onderzoek naar de flora en fauna van een aantal vennen en leemkuilen bij Hoog Soeren (Gem. Apeldoorn). Rapport Regionale Milieuraad Oost Veluwe. 12 pp.
- Dam, H. van, G. Suurmond & C. ter Braak, 1980. Impact of acid precipitation on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. In: Proc. Int. conf. ecol. impact. acid precip. Drablø's D. & A. Tollan (Eds.) Norway 1980, SNSF-project. p. 298-299.
- Dam, H. van, G. Suurmond & C.J.F. ter Braak, 1981. Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch Moorland pools. *Hydrobiologia*, 83: 425-459.
- Dam, H. van & K. Beljaars, 1984. Historische veranderingen in microflora en chemie van vennen in relatie tot zure neerslag. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Pudoc, Wageningen, p. 156-161.
- \*Dederen, L.H.T., 1984. De hondsviis *Umbra pygmaea* (De Kay) en andere Umbridae. Scriptie 1. Afdeling Zoologie II en Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. 82 pp.
- \*Dederen, L.H.T., 1984. De invloed van waterverzuring op de hondsviis *Umbra pygmaea* (De Kay) en de blankvoorn *Rutilus rutilus* L. Verslag 1. Afdeling Zoölogie II en Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in druk).
- DeLaune, R.D., C.N. Reddy & W.H. Patrick jr., 1981. Effects of pH and redoxpotential on concentration of dissolved nutrients in an estuarine sediment. *J. Environ. Qual.*, 10: 276-279.
- Dobben, H.F. van & D. van Dam, 1983. Correlatie tussen de achteruitgang van wilde planten en luchtverontreiniging in Nederland. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. Proc. Symp. 's-Hertogenbosch. (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Pudoc, Wageningen. p. 128-133.
- Drablø's D. & A. Tollan (Eds.), 1980. Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf., Sandefjord, Norway. SNSF-project. 383 pp.
- \*Eeken, R., 1984. Effecten van verzurende depositie op de bodemkwaliteit en -fauna van aquatische oecosystemen. Verslag no. xx, Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in voorbereiding).
- Eysackers, H., 1984. Verzuring door atmosferische depositie - Bodembioëlogie. Effecten van verzuring op bodembioëlogie en terrestrische macrofauna. Min. van L. & V. en Min. van V.R.O.M. Publikatiereeks Milieubeheer 84(2). 52 pp.
- Focht, D.D. & W. Verstraete, 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Adv. Microb. Ecol.*, 1: 135-214.
- Frantzen, A.J., 1984. Samenstelling van de neerslag meetnet KNMI/RIV/RID. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. Proc. Symp. 's-Hertogenbosch (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Pudoc, Wageningen. p. 89-90.
- Friberg, F., C. Otto & B.S. Svensson, 1980. Effects of acidification on the dynamics of allochthonous leaf material and benthic invertebrate communities in running waters. Proc. Int. conf. ecol. impact. acid precip. Norway, SNSF-project. p. 304-305.
- \*Geelen, J.F.M., R.S.E.W. Leuven, J.E.G.M. de Bie & M.M.J. Maenen, 1983. Impact of acidification and eutrophication on microflora and microfauna assemblages of "Littorellion"-dominated systems. Proc. Int. Symp. Aquat. Macrophytes, Nijmegen. p. 68-72.

- \*Geelen, J.F.M., R.S.E.W. Leuven, J.E.G.M. de Bie & M.M.J. Maenen, 1984. Effecten van waterverzuring op microflora en microfauna van Litterellion-gemeenschappen. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. (Red. Adema, E.H. & J. van Ham). Proc. Symp. ' -Hertogenbosch. Pudoc, Wageningen. p. 182-183.
- \*Gorissen, M.W., 1983. Effecten van pH-veranderingen ten gevolge van zure neerslag op salmoniden. Scriptie 38. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. 50 pp.
- Gosner, K.L. & I.H. Black, 1957. The effects of acidity on development and hatching of New Jersey frogs. *Ecology*, 38: 256-262.
- Grahn, O., 1977. Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne substances. *Water, Air & Soil Pollution*, 7: 295-305.
- Grahn, O., H. Hultberg & L. Landner, 1974. Oligotrophication: a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio*, 3: 93-94.
- Hagström, T., 1977. Grodånas försvinnande i en försurad Sjö. *Sveriges Natur*, II: 367-369.
- Hagström, T., 1980. Reproductive strategy and success of amphibians in waters acidified by atmospheric pollution. Proc. Europ. Hep. Symp. Oxford. p. 55-57.
- Haines, T.H., 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic systems: a review. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 110: 669-707.
- Hall, R.J., G.E. Likens, S.B. Fiance & G.R. Hendrey, 1980. Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Ecology*, 61: 976-989.
- Hall, R.J., J.M. Pratt & G.E. Likens, 1981. Effects of experimental acidification on macro-invertebrate drift diversity in a mountain stream. *Water, Air & Soil. Pollut.*, 18: 273-287.
- \*Hartog, C. den, J.G.M. Roelofs, J.A.A.R. Schuurkes & R.S.E.W. Leuven, 1984. Effects of acid precipitation on freshwater systems in the Netherlands. Proc. Nato Panel III, Chapel Hill N.C., 1983. (in druk).
- Heil, G.W. & W.H. Diemont, 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio*, 53: 113-120.
- \*Heijligers, W., 1984. Effecten van waterverzuring en (zware) metalen op de ontwikkeling van eieren en larven van amfibieën. Verslag no. xx. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in voorbereiding).
- Hendrey, G.R., 1976. Effects of low pH on the growth of periphytic algae in artificial stream channels. IR. 25/76. SNSF-Project. Aas, Norway. 50 pp.
- Hendrey, G.R., 1982. Effects of acidification on aquatic primary producers and decomposers. In: Acid rain/Fisheries. Proc. Int. Symp. Acid. Precip. Fish. Imp. Johnson, R.E. (Ed.). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. p. 125-135.
- Hendrey, G.R., K. Baalsrud, T.S. Traaen, M. Laake & G. Raddum, 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. *Ambio*, 5: 224-227.
- Hendrey, G.R., N.D. Yan & K. Baumgartner, 1980. Responses of freshwaterplants and invertebrates to acidification. Proc. EPA/OECD Internat. Symp. Inland Waters and Lake Restoration, Portland ME.
- Henriksen, A., 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature*, 278: 542-545.
- Henriksen, A., 1980. Acidification of freshwaters - a large scale titration. Proc. Int. conf. ecol. impact. acid precip. Drablø, D. & A. Tollan (Eds.). Norway, SNSF-Project. p. 68-74.

- Henriksen, A., 1982. Susceptibility of surface waters to acidification. In: Acid rain/Fisheries. Proc. Int. Symp. Acid. Precip. Fish. Imp. Johnson, R.E. (Ed.) American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. p. 103-121.
- \*Hermans, J.C.H.M., 1984. Effecten van water- en bodemverzuring op aquatische macro-evertebraten. Scriptie no. 43. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. 72 pp.
- Higler, L.W.G., 1984. Verzuring door atmosferische depositie - oppervlaktewater en hydrobiologie. Effecten van verzuring op het oppervlaktewater en de daarin levende planten en dieren. Min. van L. & V. en Min. van V.R.O.M. Publikatiereeks Milieubeheer no. 84(2). 48 pp.
- \*Houdijk, A. & C.J. Kok, 1984. Invloed van pH,  $\text{HCO}_3^-$  en  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  op de afbraak van organisch materiaal en op de N-, C- en S-huishouding in bodem- waterkolommen. Verslag xx. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in druk).
- Janssen, Th.W., 1982. Eutrofiëringsverschijnselen in het staatsnaturomonument "Rouwkuilen". Intern rapport, Staatsbosbeheer, Provinciale Directie Limburg. 12 pp.
- Janssen, Th.W., 1982. Intensieve veehouderij in relatie tot ruimte en milieu. Staatsbosbeheer, Rijksdienst voor Bos, Natuur en Landschap. Rapport no. 23. 54 pp.
- Johnson, R.E., 1982. Acid Rain/Fisheries. Proc. Int. Symp. Acid. Precip. Fish. Imp. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 357 pp.
- \*Kersten, H., 1984. Effecten van zure, zwavel- en stikstofhoudende neerslag op de waterkwaliteit van zwak gebufferde voedselarme aquatische oecosystemen. Verslag xx. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in voorbereiding).
- Kleyn, L.J.K., 1968. Identificatie van de in Nederland voorkomende soort van het genus *Umbra* Waldbaum, 1792 (hondsvissen). Natuurhist. Maandbl., 57: 35-40.
- KNMI/RIV, 1981. Meetnet voor de bepaling van de chemische samenstelling van de neerslag in Nederland, jaaroverzicht 1980. Publikatie KNMI, no. 156-3.
- KNMI/RIV, 1983. Chemical composition of precipitation over the Netherlands. (annual report 1982). Publikatie KNMI, no. 156-5.
- Kwiatkowski, R.E. & J.C. Roff, 1976. Effects of acidity on the phytoplankton and primary productivity of selected northern Ontario lakes. Can. J. Bot., 54: 2546-2561.
- \*Leuven, R.S.E.W., C. den Hartog, J.F.M. Geelen & Th.C.M. Brock, 1984a. Effecten van zure neerslag op de waterkwaliteit, flora en fauna van zwak gebufferde wateren in Nederland. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Proc. Symp. 's-Hertogenbosch. Pudoc, Wageningen. p. 141-146.
- \*Leuven, R.S.E.W., C. den Hartog, M.M.C. Christiaans & F.G.F. Oyen, 1984b. Effects of acid precipitation on amphibians and fish. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. Proc. Symp. 's-Hertogenbosch, 1983. (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Pudoc, Wageningen. p. 184-186.
- \*Leuven, R.S.E.W., F.G.F. Oyen & J.F.M. Geelen, 1984c. De oost-Amerikaanse hondsviis (*Umbra pygmaea* De Kay 1842) in Nederland. Natura. (in druk).
- Maarel, E. van de, R. Boot, D. van Dorp & J. Rijntjes, 1984. Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. Vegetatio, 81: 271-275.
- \*Maenen, M.M.J., 1984. Microbiële en oecologische aspecten van de stikstofcyclus. Scriptie no. xx. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in druk).
- Manuel, A.R., R.M. van Aalst, H. Bastiaans, A.H.M. Bresser, A. Don & J. Zoetelief, 1984. Verzuring door atmosferische depositie- Evaluatie-

- rapport. Min. van L. & V. en Min. van V.R.O.M. Publaktiereeks Milieubeheer no. 84(2). 83 pp.
- Margadant, W.D. & H. During, 1982. Beknopte flora van Nederlandse blad- en levermossen. Thieme & Cie., Zutphen, 1e druk.
- \*Meertens, M.H. & F.J.J. Vek, 1984. Een studie naar de invloed van ammoniumsulfaat en verzuring op de ionensamenstelling van zwak gebufferde systemen m.b.v. kolomexperimenten. Verslag no. xx. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in voorbereiding).
- Nilssen, J.P., 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr., 65: 177-207.
- Ohle, W., 1954. Sulfat als "Katalysator" der limnischen Stoffkreislaufes. Vom Wasser, 21: 13-32.
- Otto, C. & B.S. Svensson, 1983. Properties of acid brown water streams in south Sweden. Arch. Hydrobiol., 99: 15-36.
- O.V.B., 1984. De Nederlandse zoetwatervissen. Habo/Dacosta, Utrecht. 75 pp.
- Overrein, L.N., H.M. Seip & A. Tollan, 1981. Acid precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. Oslo - Ås. 175 pp.
- \*Oyen, F.G.F., 1984. Effecten van waterverzuring op vispopulaties in zwak gebufferde wateren in Nederland. Verslag no. 175. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in druk).
- Pough, F.H., 1976. Acid precipitation and embryonic mortality of spotted salamanders, *Ambystoma maculatum*. Science, 192: 68-70.
- Pough, F.H. & R.E. Wilson, 1974. The effects of temperature and pH combinations on amphibian embryonic development. Physiologist Washington, 17: 388.
- Raddum, G.G.A., A. Hoback, E.R. Lomsland & T. Johnsen, 1980. Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in south Norway. Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip. Drablø, D. & A. Tollan (Eds.) Norway, SNSF-project. p. 332-333.
- \*Roelofs, J.G.M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. I. Fieldobservations. Aquat. Bot., 17: 139-155.
- \*Roelofs, J.G.M., 1983. Toenemende gevolgen van zure neerslag in Nederland. Natuur en Milieu, 7/5: 13-15.
- \*Roelofs, J.G.M. & J.A.A.R. Schuurkes, 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. Proc. Int. Symp. Aquat. Macrophytes, Nijmegen. p. 197-202.
- \*Roelofs, J.G.M., J.A.A.R. Schuurkes & A.J.M. Smits, 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters II Experimental studies. Aquat. Bot., 18: 389-411.
- \*Roelofs, J.G.M., L.G.M. Clasquin, J.M.C. Driessen & A.J. Kempers, 1984. De gevolgen van zwavel- en stikstofhoudende neerslag op de vegetatie in heide- en heidevenmilieus. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. Proc. Symp. 's-Hertogenbosch. (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Pudoc, Wageningen. p. 135-140.
- Sand-Jensen, K, C. Prahl & M. Stokholm, 1982. Oxygen release from roots of aquatic macrophytes. Oikos, 38: 349-359.
- SAS, 1982. S.A.S. Users Guide: Statistics, 1982 Edition. SAS-Institute Inc. 584 pp.
- \*Schuurkes, J.A.A.R. & J.G.M. Roelofs, 1983. The influence of increased water hardness on waterquality and on *Stratiotes aloides* L. stands in peat bog areas. Posterpresentatie Int. Symp. Aquat. Macrophytes Nijmegen. (Publikatie in voorbereiding).

- \*Schuurkes, J.A.A.R. & J.G.M. Roelofs, 1984. De invloed van waterverzuuring en stikstofverrijking op waterplantengemeenschappen in zwak gebufferde wateren. In: Zure regen: Oorzaken, effecten en beleid. Proc. Symp. 's-Hertogenbosch. (Red. E.H. Adema & J. van Ham). Pudoc, Wageningen. p. 177-179.
- Søndergaard, M. & K. Sand-Jensen, 1979. Carbon uptake by leaves and roots of *Littorella uniflora* L. (Aschers). Aquat. Bot., 6: 1-12.
- Sparreboom, M., 1981. De amfibieën en reptielen van Nederland, België en Luxemburg. Balkema, Rotterdam. 283 pp.
- Strijbosch, H., 1979. Habitat selection of amphibians during their aquatic phase. Oikos, 33: 363-372.
- Stumm, W.A. & J.J. Morgan, 1970. Aquatic Chemistry. Wiley, New York. 583 pp.
- Traaen, T.S., 1980. Effects of acidity on decomposition of organic matter in aquatic environments. Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip. Drabløvs D. & A. Tollan (Eds.) Norway, SNSF-project. p. 340-341.
- Themagroep Zure Regen, 1983. Droge en natte depositie van verontreinigingen uit de atmosfeer. Onderzoek naar oorzaken en effecten. Rapport van de Themagroep Zure Regen. 41 pp.
- Vangenechten, J.H.D., 1980. Interrelations between pH and other physico-chemical factors in surface waters of the Campine of Antwerp, (Belgium) with special reference to acid moorland pools. Arch. Hydrobiol., 90: 265-283.
- Vangenechten, J.H.D. & O.L.J. Vanderborght, 1980. Effect of acid pH on sodium and chloride balance in an inhabitant of acid freshwaters: The waterbug *Corixa punctata* (Illig.) (Insecta, Hemiptera). Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip. Drabløvs, D. & A. Tollan (Eds.) Norway, SNSF-project. p. 342-343.
- Vangenechten, J.H.D. & O.L.J. Vanderborght, 1980. Acidification of Belgian moorland pools by acid sulfur-rich rainwater. Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip. Drabløvs, D. & A. Tollan (Eds.) Norway, SNSF-project. p. 246-247.
- Vangenechten, J.H.D., S. van Puymbroeck & O.L.J. Vanderborght, 1979. Effect of pH on the uptake of sodium in the waterbugs *Corixa dentipes* (Thoms.) and *Corixa punctata* (Illig) (Hemiptera, Heteroptera). Comp. Biochem. Physiol., 64A: 509-521.
- Vangenechten, J.H.D., S. van Puymbroeck & O.L.J. Vanderborght, 1980. Effect of pH on the chloride uptake and efflux in two waterbugs (Insecten, Hemiptera) from acid freshwaters. Comp. Biochem. Physiol., 67A: 85-90.
- Vangenechten, J.H.D., S. van Puymbroeck, O.L.J. Vanderborght, F. Bosmans & H. Deckers, 1981. Physico-chemistry of surface waters in the Campine region of Belgium, with special reference to acid moorland pools. Arch. Hydrobiol. 90: 369-396.
- \*Vanhemelrijk, J., 1984. Een onderzoek naar de effecten van verzurende depositie op de macrofauna in zwak gebufferde wateren op kalkarme zandgronden. Verslag no. xx. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in voorbereiding).
- \*Velden, J. van der, 1984. Effecten van aluminium in verzuurde aquatische oecosystemen. Scriptie no. xx. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen. (in voorbereiding).
- Voo, E.E. van der, 1957. Inventarisatie Rouwkuilenven 20-09-1957. Intern rapport. SBB Limburg.
- Warren Spring Laboratory, 1982. Acidity of rainfall in the UK.



- Witters, H., J.H.D. Vangenechten, S. van Puymbroeck & O.L.J. Vanderborght, 1984. Interference of aluminium and pH on the Na-Influx in an aquatic insect *Corixa punctata* (Illig). Bull. of environmental contamination and toxicology, 32: 575-579.
- Yan, N.D. & P. Stokes, 1978. Phytoplankton of an acidic lake and its response to experimental alterations of pH. Environ. Conserv., 5: 93-100.

\*Publikaties van het Laboratorium voor Aquatische Oecologie.

