

# Oppervlaktewaterzuivering door kwelders in Nederland



Anne Berber de Vries  
Rijksuniversiteit  
Groningen  
juli 2002

# **Oppervlaktewaterzuivering door kwelders in Nederland**

Door: Anne Berber de Vries

Afdeling Mariene biologie, Rijksuniversiteit Groningen, postbus 14, 9750 AA Haren, Nederland.

Begeleiding: Prof. dr. W. J. Wolff

Afdeling Mariene biologie, Rijksuniversiteit Groningen, postbus 14, 9750 AA Haren, Nederland.

# Inhoudsopgave

<b>Inhoudsopgave</b>	1
<b>Samenvatting</b>	2
<b>Inleiding</b>	3
<u>Oppervlaktewaterverontreiniging</u>	3
<u>Vraagstelling</u>	4
<b>Oppervlaktewaterverontreiniging en de gevolgen daarvan</b>	5
<u>Eutrofiëring</u>	5
<u>Toxische microvervuilers</u>	5
<u>Organische afvalstoffen</u>	8
<u>Andere soorten verontreiniging</u>	8
<b>Zoetwatermoerassen en waterzuivering</b>	9
<u>Opname van stoffen door de moerasvegetatie</u>	9
<u>Bacteriële omzetting in atmosferische componenten</u>	13
<u>Adsorptie aan bodemdeeltjes</u>	14
<u>De vorming van moeilijk oplosbare verbindingen</u>	14
<b>Kwelders</b>	14
<u>Hydrologie en saliniteit van kwelders</u>	15
<u>Kweldervegetatie</u>	15
<u>Opname van stoffen door kwelders</u>	17
<u>Kwelders tot slot</u>	21
<b>Discussie</b>	22
<u>Hoe goed zijn kwelders in staat om oppervlaktewater te zuiveren?</u>	22
<u>Kwelders voor oppervlaktewaterzuivering?</u>	24
<b>Conclusies</b>	25
<b>Dankwoord</b>	25

## **Samenvatting**

Er zijn allerlei soorten verontreinigingen, die grote gevolgen hebben voor de organismen die in het water leven. Uit onderzoek is gebleken dat moerassen in staat zijn oppervlaktewater te zuiveren. Daarnaast toonden verschillende onderzoekers aan dat kwelders, zoutwatermoerassen, ook in staat zijn om stoffen op te nemen uit het oppervlaktewater. De hoofdvraag in deze scriptie is: Hoe goed zijn kwelders in staat oppervlaktewater te zuiveren? En zou het beheer van kwelders daar op aangepast moeten worden? Na een uitgebreide literatuurstudie bleek dat de zuiveringsefficiëntie van kwelders niet erg groot is. Omdat kwelders belangrijk zijn voor veel dieren - vooral watervogels - is het in ook niet gewenst om kwelders voor oppervlaktewaterzuivering te gebruiken. Kwelders zijn in Nederland daarom niet geschikt voor intensieve oppervlaktewaterzuivering.

## **Inleiding**

### Oppervlaktewaterverontreiniging

Hoge concentraties stikstof (N) en fosfor (P), buitengewoon sterke algengroei, te lage zuurstofconcentraties gevolgd door vissterfte, mosseltoxiteit, met olie besmeurde vogels op het strand en onvruchtbare zeehonden; het heeft allemaal te maken met oppervlaktewaterverontreiniging. De afgelopen decennia zijn er talloze onderzoeken gedaan naar de verontreiniging van het oppervlaktewater en hoe het gezuiverd zou kunnen worden (Giblin et al., 1982; Giblin et al., 1983; Giblin et al., 1985; Duel en Saris, 1986; Breen, 1990; Janssen, 1993a; Leendertse, 1995; Meuleman, 1999). In verschillende landen zijn moerassen aangelegd en werd er onderzoek gedaan naar de opnamecapaciteit en -efficiëntie van moerassystemen. (Tourbier en Pierson, 1976; Greeson et al., 1979; Van der Aart 1985; Godfrey et al., 1985 in Duel en Saris, 1986). In Nederland wordt onder andere in de Flevopolder huishoudelijk en industrieel afvalwater nagezuiverd met riet- en biezenvelden (Duel en Saris, 1986). Verder worden er in Nederland naast natuurlijke moerassen ook aangelegde moerassen gebruikt voor bijvoorbeeld het zuiveren van water uit recreatiegebieden en van water afkomstig van landbouw en veeteelt (Meuleman, 1999).

Naast het onderzoek naar zoetwatermoerassen in verband met oppervlaktewaterzuivering is er ook onderzoek verricht naar kwelders (zoutwatermoerassen). Uit onderzoek bleek dat kwelders ook in staat zijn om afvalstoffen te verwijderen uit het oppervlaktewater (Giblin et al., 1980; Nedwell, 1981; Giblin et al., 1983; Dankers et al., 1983; Giblin et al., 1985; Leendertse 1995). Kwelders zouden wellicht samen met zoetwatermoerassen de grote instroom van nutriënten vanuit het IJsselmeer naar de Waddenzee kunnen reduceren (Leendertse et al., 1993). Leendertse (1995) vond dat kwelders prima in staat zijn om stikstof (N) en fosfor (P) uit het oppervlaktewater op te nemen. Daarnaast zijn kwelders in staat zware metalen op te nemen uit het oppervlaktewater (Giblin et al., 1985). Echter, als er erosie van de kwelder optreedt of de planten aan het einde van het seizoen afsterven komen deze stoffen weer vrij (Giblin et al., 1985; Leendertse, 1995).

## Vraagstelling

Kwelders zijn in staat om bepaalde stoffen op te nemen uit het oppervlaktewater, maar die stoffen komen na een tijdje vaak weer in het water terecht. Hoe goed zijn kwelders in staat oppervlaktewater te zuiveren? En zou het beheer van kwelders daar op aangepast moeten worden door bijvoorbeeld regulatie van in- en uitstromend water en intensieve afvoer van vegetatie? Het doel van deze scriptie is om een overzicht te krijgen van wat er precies allemaal speelt bij oppervlaktewaterverontreiniging en de zuivering daarvan en wat kwelders nu kunnen bijdragen aan dit geheel.

Om tot een antwoord te komen zal er eerst gekeken worden naar de verschillende soorten oppervlaktewaterverontreiniging en de gevolgen daarvan op het ecosysteem. Ten tweede zal bekeken worden hoe de zuivering van oppervlaktewater in een moeras werkt en welke processen hierbij een rol spelen. Hierna wordt er gekeken naar kweldersystemen en wat er met de stoffen gebeurt die kwelders opnemen. Tot slot volgt er een discussie over de zuiveringsmogelijkheden van kwelders en de processen die in zoetwatermoerassen een rol spelen.

## **Oppervlaktewaterverontreiniging en de gevolgen daarvan**

Oppervlaktewaterverontreiniging is een breed begrip. Er zijn allerlei soorten oppervlaktewaterverontreiniging (Wolff, 1990), die allemaal een verschillend effect hebben op verschillende organismen (Wolff, 1988; Wolff, 1990). Om een idee te krijgen van de soorten verontreinigingen en wat daarvan de gevolgen zijn, is er hieronder een overzicht gegeven van de belangrijkste verontreinigingen in het Nederlandse oppervlaktewater.

### Eutrofiëring

Een van de grootste problemen voor het oppervlaktewater is een overmaat aan nutriënten zoals stikstof (N) en fosfor (P), wat eutrofiëring kan veroorzaken (Mellanby, 1972; Brockmann et al., 1988; Abel, 1989; Janssen, 1993a). Dit heeft niet alleen voor planten en dieren die in zoetwater leven gevolgen maar ook voor de planten en dieren die in de zee leven, waar deze nutriënten uiteindelijk heen gaan (Brockmann et al., 1988; Wolff, 1988; Janssen, 1993a).

Deze nutriënten komen in het oppervlaktewater terecht door uitspoeling van mest op akkers, huishoudelijk afvalwater en door lozing van fabrieken. Via de rivieren bereiken de nutriënten uiteindelijk de zee (Janssen, 1993a). Ook komt een deel van de nutriënten, vooral stikstof, via de atmosfeer in het oppervlaktewater en dus ook in zee terecht. De gevolgen hiervan kunnen groot zijn, zoals sterke algengroei en extra groei van toxische algen. Dit kan leiden tot zuurstoftekort, gevolgd door vissterfte en giftigheid van bodemdieren zoals mosselen (Janssen, 1993a). Ook kan de biodiversiteit van een ecosysteem afnemen door extra groei van dominante soorten zoals bijvoorbeeld een algenvloei (Brockmann et al., 1988).

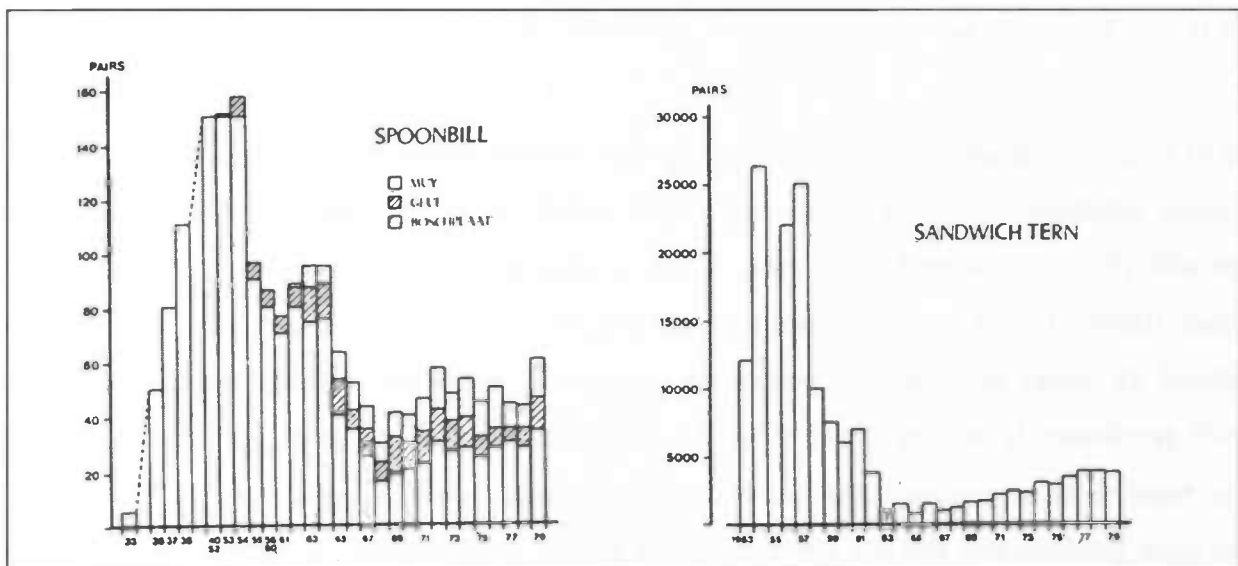
### Toxische microvervuilers

Ten tweede bestaat er oppervlaktewaterverontreiniging door organische microvervuilers zoals DDT's en PCB's (zie tabel 1) (Ernst et al., 1988).

Pesticides	Technical chemicals intermediates and byproducts
Methylparathion	Organophosphates
Dichlobenil	Phthalates
Hexachlorobenzene	Hexachlorocyclohexanes ( $\alpha$ , $\beta$ , $\delta$ , $\epsilon$ )
Lindane ( $\gamma$ -Hexachlorocyclohexane)	Chlorobenzenes
Pentachlorophenol	Polychlorinated biphenyls (PCB)
	chloronitrobenzene
Organotin compounds	Chlorophenols
DDT-group	Chlorinated low molecular weight hydrocarbons and ethers
Triazines	various chlorinated and non-chlorinated aromatics
Oil components and other hydrocarbons	
Paraffines	
Naphthenes	
Mononuclear aromatic hydrocarbons	
PAH	

Tabel 1. Een overzicht van verschillende organische chemicaliën die het oppervlaktewater kunnen verontreinigen. Deze stoffen werden tussen 1977 en 1984 waargenomen in de rivieren en het kustwater van Duitsland (naar Ernst et al., 1986).

Organische microvervuilers zijn opgelost in het water of gebonden aan deeltjes in het water (Ernst et al., 1988) en kunnen grote gevolgen hebben voor organismen die in het water leven (Wolff, 1988). In 1972 werd aangetoond dat er op grote schaal vogels in de Waddenzee doodgingen aan de lozing van pesticiden door een fabriek aan de Rijn bij Rotterdam (Koeman, 1971; Koeman en Van Genderen, 1972; Swennen 1972; Koeman et al., 1976; Rooth, 1980; Swennen 1982; Becker et al., 1987). In figuur 1 is de afname te zien van Lepelaars en Sterns in de Waddenzee, veroorzaakt door insecticiden in de jaren zestig (Wolff, 1988).



Figuur 1. De populatie grootte van Lepelaars en Sterns in de Nederlandse Waddenzee. Na een afname veroorzaakt door insecticiden in de jaren zestig was de broedpopulatie eind jaren zeventig nog steeds niet hersteld (naar Rooth, 1980).



Drescher (1978) en Reijnders (1980,1982) korreleerden de sterke afname van de zeehondenpopulatie in de Waddenzee met hoge concentraties PCB's in het weefsel van de zeehonden. Tegenwoordig zijn stoffen als DDT en PCB verboden en zijn de gevolgen van de verontreiniging met microvervuilers een heel stuk afgenomen.

Naast organische microvervuilers, kan het oppervlaktewater ook vervuild worden door anorganische microvervuilers (Kersten et al., 1988). De belangrijkste anorganische microvervuilers zijn zware metalen (Kersten et al., 1988; Leendertse, 1995). Zware metalen komen in het oppervlaktewater terecht door afvalwater van fabrieken dat via de rivieren naar zee stroomt, door het dumpen van afval en via de atmosfeer (Kersten et al., 1988). In tabel 2 is een aantal zware metalen weergegeven die in de Noordzee voorkomen, samen met de herkomst ervan.

Source	Cd Min-Max	Hg Min-Max	Cu Min-Max	Pb Min-Max	Zn Min-Max	Cr Min-Max	Ni Min-Max
River inputs	46-52	20-21	1290-1330	920-980	7360-7370	590-630	240-270
Direct discharges	40	≤ 5	≤ 400	≤ 165	≤ 1220	≤ 500	≤ 165
Atmospheric	14-380	10-30	380-1600	1530-6400	3900-12000	100-530	≤ 950
Dumpings							
Dredgings	≤ 20	≤ 15	≤ 1000	≤ 2000	≤ 8000	≤ 2500	≤ 700
Sewage Sludge	≤ 3	≤ 0.6	≤ 100	≤ 100	≤ 220	≤ 40	≤ 15
Industrial Waste	≤ 0.3	≤ 0.2	≤ 160	≤ 200	≤ 450	≤ 350	≤ 70
Total (t/a)	123-350	50-70	3000-4500	4900-11000	22000-28000	4200-5000	1500-2200

Tabel 2. Een overzicht van zware metalen die in de Noordzee terecht komen in ton per jaar (naar Kersten et al., 1988).

In een ecosysteem kunnen de zware metalen door planten worden opgenomen, waarna ze in de voedselketen terechtkomen (Otte et al., 1993). Organismen boven aan de voedselketen kunnen veel zware metalen in het weefsel accumuleren (Banus et al., 1975; Leendertse, 1995). Wat het gevolg voor deze dieren precies is, is niet bekend. Koeman (1971) en Essink (1980) deden onderzoek naar de effecten van zware metalen op zeehonden en benthische fauna. Ze konden echter niet aantonen dat er een duidelijk effect was (Wolff 1988). Watson et al. toonden in 1976 aan dat er een aanzienlijke afname in aantal en biomassa van arthropoden was in de buurt van een loodmijn in Missouri (Watson et al., 1976). In de omgeving van een zinksmelterij werd een afname in dichtheid van alle taxonomische groepen gevonden (Strojan, 1978).

## Organische afvalstoffen

De meeste organische afvalstoffen zijn afkomstig uit rioolwater en industrieel afvalwater (Mellanby, 1972). Deze afvalstoffen stimuleren de groei van micro-organismen, die deze stoffen afbreken. Bij de afbraak van deze organische stoffen wordt veel zuurstof verbruikt, waardoor het zuurstofgehalte in het water aanzienlijk daalt (Mellanby, 1972; Wolff, 1990). Het organische-stoffengehalte in het oppervlaktewater wordt gemeten door de B.O.D. (Biochemical Oxygen Demand) (Mellanby, 1972; Abel, 1989; Wolff, 1990). Grote hoeveelheden organisch afval kunnen leiden tot anaërobe condities en uiteindelijk tot het verdwijnen van het oorspronkelijke ecosysteem (Essink, 1978a; Essink, 1984; Essink et al., 1986; Abel, 1989; Wolff, 1990). Een voorbeeld hiervan is het Schelde-estuarium in België. In 1990 was ongeveer 20 km van dit estuarium zo anoxisch dat er geen leven meer mogelijk was (Wolff, 1990).

## Andere soorten verontreiniging

Naast de bovengenoemde typen van verontreiniging zijn er nog enkele andere typen van oppervlaktewaterverontreiniging. Deze zijn echter minder van belang voor deze scriptie.

Een van die verontreinigingen is olievervuiling. De gevolgen hiervan kunnen groot zijn (Gundlach en Hayes, 1978; Wolff, 1988, 1990); de bekendste voorbeelden zijn de stervende vogels die met olie besmeurd zijn op het strand, nadat er een olietanker gestrand is voor de kust. Dit komt niet erg frequent voor (Wolff, 1988). Echter, over de hele Wadden Zee komt op kleine schaal regelmatig olie in het water terecht door bijvoorbeeld plezierjachten, vissersboten en vrachtschepen (Wolff, 1988). Er is nog er weinig bekend over de invloed van olie op vissen, bodemdieren en micro-organismen in de Waddenzee (Wolff, 1988; Dicks et al., 1988). De olie die in het sediment van een estuarium terechtgekomen kan heel moeilijk worden afgebroken door het gebrek aan zuurstof (Wolff, 1990).

Ook temperatuursverhoging van oppervlaktewater kan negatieve gevolgen hebben voor het ecosysteem (Mellanby, 1972; Adamson, 1973; Wolff, 1988, 1990; Abel, 1989). Temperatuursverontreiniging wordt meestal veroorzaakt door koelwatersystemen die door de industrie en energiecentrales gebruikt worden (Mellanby, 1972; Adamson, 1973; Wolff, 1988; Abel, 1989). Ten eerste lost zuurstof minder goed op in warm water, dus er treedt verlaging van het zuurstofgehalte in het water op (Mellanby, 1972; Adamson, 1973; Abel, 1989). Daarnaast

kan de temperatuursverhoging negatieve gevolgen hebben voor organismen met een klein temperatuurstolerantiegebied (op (Mellanby, 1972; Adamson, 1973; Abel, 1989).

### **Zoetwatermoerassen en waterzuivering**

In de vorige paragraaf zijn verschillende soorten van oppervlaktewaterverontreiniging beschreven. In deze paragraaf zal er worden gekeken naar hoe oppervlaktewater op natuurlijke wijze gezuiverd kan worden door bijvoorbeeld moerassystemen en welke processen een rol spelen bij het zuiveren van vervuild oppervlaktewater.

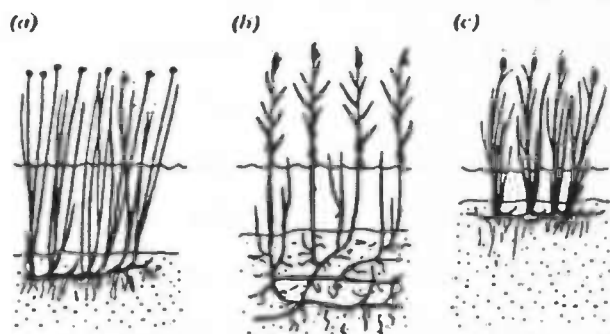
Al sinds 1950 worden over de hele wereld moerassen benut om huishoudelijk, recreatief, agrarisch en industrieel afvalwater te zuiveren (Meuleman, 1999). Er zijn al meer dan 500 moerassen in Europa en meer dan 600 moerassen in Noord-Amerika in gebruik. Ook in Azië, Australië en Zuid-Amerika wordt dit waterzuiveringsstysteem steeds vaker toegepast (Cole, 1998). De zuivering door moerassen is meestal toegespitst op het verwijderen van gesuspendeerde vaste stoffen, nutriënten (N en P) en zware metalen (Meuleman, 1999). Bij de verwijdering van deze stoffen speelt er een combinatie van chemische en biologische processen een rol (Meuleman, 1999), die zijn onder te verdelen in vier groepen (Duel en Saris, 1986; Van Oorschot, 1990).

#### Opname van stoffen door de moerasvegetatie

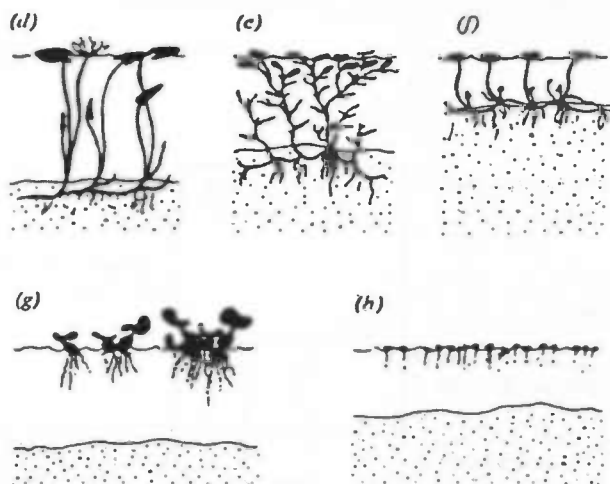
Vooraf in het begin van het groeiseizoen worden veel nutriënten opgenomen door de vegetatie waardoor opslag in bovengrondse massa sterk toeneemt (Duel en Saris, 1986; Breen, 1990; Van Oorschot, 1990; Meuleman, 1999). De planten die hiervoor verantwoordelijk zijn kunnen worden opgedeeld in drie verschillende groepen (Van Oorschot, 1990).

Ten eerste zijn er emergente aquatische macrofyten, ook wel helofyten genoemd (zie figuur 2) (Brix en Schierup, 1989).

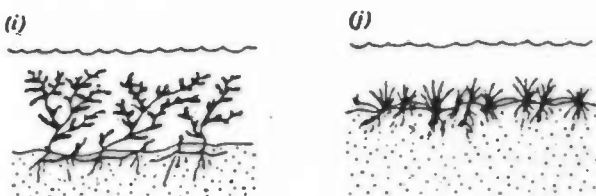
### I. Emergent Aquatic Macrophytes



### II. Floating-leaved Aquatic Macrophytes



### III. Submerged Aquatic Macrophytes



Emergente aquatische macrofyten zijn dominerend in zoet- en zoutwatermoerassen. Ze zijn aangepast aan het moerassysteem door stengels en bladeren met luchtkanalen en een uitgebreid wortelstelsel dat wortelt in de bodem. Tot de emergente aquatische macrofyten behoren: *Scirpus lacustris* (a), *Phragmites australis* (b), *Typha latifolia* (c).

Aquatische macrofyten met drijvende bladeren bestaan uit 2 groepen: soorten die in de bodem wortelen zoals *Nymphaea alba* (d), *Potamogeton gramineus* (e), *Hydrocotyle vulgaris* (f) en soorten die vrij drijven aan het water oppervlak zoals *Elchornia crassipes* (g) en *Lemna minor* (h). Aquatische macrofyten met drijvende bladeren zijn zeer divers in vorm; van grote planten met een goed ontwikkeld wortelstelsel tot kleine plantjes die aan het water oppervlak drijven zonder wortels.

Submerse aquatische macrofyten groeien geheel onder water. Dit zijn soorten als *Potamogeton crispus* (i) en *Littorella uniflora* (j).

Figuur 2. Een inleiding van aquatische macrofyten, gebruikt in zuiveringsmoerassen (naar Brix en Schierup, 1989).

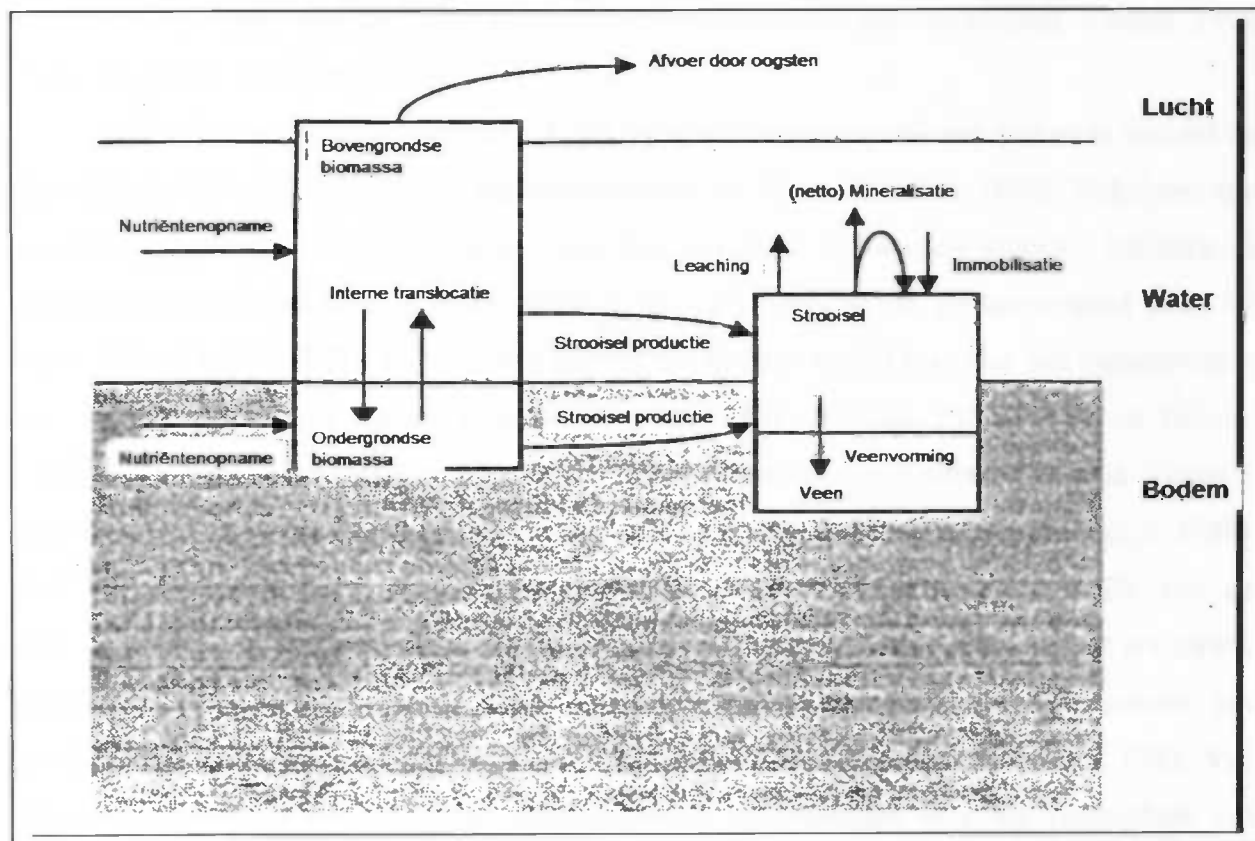
Helofyten wortelen in het sediment en de onderste delen zijn ondergedoken. De bladeren en bloemen van deze planten steken boven het water uit en de planten bezitten een uitgebreid wortelstelsel. Soorten als Riet (*Phragmites australis*), Grote Lisdodde (*Typha latifolia*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en Mattenbies (*Scirpus lacustris*) horen bijvoorbeeld tot de helofyten (Van Oorschot, 1990).

Daarnaast maken waterplanten met drijvende bladeren deel uit van de moerasvegetatie. Daarbij wordt er onderscheid gemaakt tussen drijvende aquatische macrofyten, waarbij de wortels los in het water zweven, en wortelende aquatische macrofyten (zie figuur 2) (Brix en

Schierup, 1989). Voorbeelden van drijvende waterplanten zijn: Klein Kroos (*Lemna minor*), Waterhyacint (*Eichhornia crassipes*), Gele Plomp (*Nuphar luteum*) en Waterlelie (*Nymphaea alba*) (Van Oorschot, 1990).

Als laatste komen de submerse of ondergedoken aquatische macrofyten (zie figuur 2) (Brix en Schierup, 1989). Deze planten wortelen in het sediment en bezitten alleen ondergedoken bladeren. Daarom zijn deze planten afhankelijk van zuurstofrijke milieus en gedijen niet in water met veel afbreekbaar organisch materiaal (Van Oorschot, 1990).

In figuur 3 is een overzicht gegeven van de nutriëntenstroom in een moerasvegetatie.



Figuur 3. De nutriëntenstroom tussen de verschillende vegetatiekompartimenten in een zoetwatermoeras (naar Van Oorschot, 1990).

Links in de figuur is te zien dat planten boven- of ondergronds nutriënten kunnen opnemen. Helofyten nemen het grootste deel van de nutriënten op uit het bodemwater (Klopatek, 1987), maar ze kunnen ook nutriënten uit de waterkolom opnemen (Howard-Williams, 1985). Drijvende waterplanten zijn geheel op de waterkolom aangewezen voor nutriëntopname, terwijl ondergedoken waterplanten zowel uit het bodemwater als uit de waterkolom nutriënten kunnen opnemen (Reddy en DeBusk, 1985; Denny, 1987; Zirschky en Reed, 1988).

Nadat de nutriënten zoals stikstof en fosfor in het voorjaar door de planten zijn opgenomen, neemt de opslag in het najaar in de bovengrondse delen door afsterven weer af (Meuleman, 1999). Een deel van de nutriënten komt dan weer vrij in het water (leaching) terwijl een ander deel teruggetrokken wordt naar het wortelstelsel (translocatie) (zie figuur 3) (Nichols, 1983; Van Oorschoot, 1990; Meuleman, 1999). Aquatische macrofyten met drijvende bladeren breken het snelst af, gevolgd door de ondergedoken aquatische macrofyten. Helofyten breken het moeilijkst af waardoor de nutriënten minder snel weer in het systeem terug komen (Godshalk en Wetzel, 1987b). Alleen door de bovengrondse delen af te voeren en door veenvorming kunnen nutriënten op lange termijn door moerasvegetatie uit het water verwijderd worden (Van Oorschoot, 1990; Meuleman, 1999).

Naast directe nutriënten opname, heeft de moerasvegetatie ook een indirecte invloed op de verwijdering van nutriënten uit het oppervlaktewater (Van Oorschoot, 1990). Helofyten zijn bijvoorbeeld aangepast aan het moerasmilieu door het bezit van wortels, stengels, bladeren en rhizomen met luchtkanalen waarmee zuurstof naar de wortels wordt getransporteerd (Duel en Saris, 1986; Denny, 1987). De zuurstof kan uit de wortels weglekken naar het bodemmilieu, waar het vervolgens kan worden gebruikt voor nitrificatie (Nichols, 1983; Reddy en Patrick, 1984; Verhoeven, 1985; Van Oorschoot, 1990). Op deze manier wordt nitraat gevormd. Nitraat is de limiterende factor voor denitrificatie, waarbij stikstofgas gevormd wordt (Watson et al. 1989). Ook drijvende macrofyten kunnen zuurstof naar hun wortels transporteren. Zo kan de waterkolom van zuurstof worden voorzien, hetgeen de afbraak van C-verbindingen in afvalwater stimuleert (Van Oorschoot, 1990). Ook stimuleren aquatische macrofyten sedimentatie van zwevend materiaal, wat de troebelheid van het water aanzienlijk verlaagt (Nichols, 1983; Van Oorschoot, 1990). Tot slot vormt de moerasvegetatie een substraat voor het vasthechten van decomposerende micro-organismen (Nichols, 1983; Van Oorschoot, 1990)

Verschillende manieren van nutriëntopname spelen een rol bij de keuze voor een bepaald type zuiveringsmoeras. Door opname uit de waterkolom wordt de nutriëntenconcentratie direct verlaagd, door opname uit het bodemwater vermindert de concentratie nutriënten in het bodemcompartiment (Van Oorschoot, 1990). Door mineralisatie van organische stoffen of door het vrijkomen van aan bodemdeeltjes gebonden nutriënten kunnen er weer nutriënten aangevoerd worden (Verhoeven, 1986; Klopatek, 1987). Bij vloeivelden waarbij alleen oppervlakkige doorstroming plaats vindt, kan alleen opname uit de waterkolom een bijdrage leveren aan de verwijdering van nutriënten. Tenzij de concentratie in de waterkolom zo hoog is dat er voldoende diffusie naar het bodemwater plaats kan vinden (Van Oorschoot, 1990). Bij

infiltratie moerassen kunnen planten die in het sediment wortelen een directe bijdrage leveren (Van Oorschot, 1990). Moerassen met een in het sediment wortelende vegetatie (helofyten) langs oevers van rivieren en meren, waar geen getijdewerking plaats vindt, zijn in Nederland het meest geschikt voor oppervlaktewaterzuivering (Duel en Saris, 1986).

### Bacteriële omzetting in atmosferische componenten

Een van de belangrijkste mechanismen om stikstof op de lange termijn uit een moerassysteem te verwijderen is de combinatie van de microbiologische processen nitrificatie en denitrificatie (Duel en Saris, 1986; Breen, 1990). Nitrificatie is het proces waarbij ammonium wordt omgezet in nitraat en dat vindt alleen onder zuurstofrijke condities plaats. Denitrificatie, het proces waarbij nitraat wordt omgezet in stikstofgas (reductie), vindt daarentegen alleen in een zuurstofarm milieu plaats (Duel en Saris, 1986). Voortdurende verwijdering van stikstof door denitrificatie is alleen mogelijk in een milieu waar aërobe en anaërobe omstandigheden naast elkaar voorkomen (Van Oorschot, 1990). Echter, vaak is alleen het bovenste laagje van de bodem en de bodem rondom plantenwortels in een moeras aëroob (Duel en Saris, 1986; Van Oorschot, 1990). Daarnaast is er een energiebron en H-donor nodig voor de bacteriën om nitraat te kunnen reduceren. Organische stoffen - denk aan C-verbindingen - kunnen hiervoor dienen (Nichols, 1983).

Om het denitrificatieproces te optimaliseren moet de hoeveelheid beschikbaar nitraat vergroot worden (Meuleman, 1999). Hiervoor bestaan er globaal twee mogelijkheden. Ten eerste kan het afvalwater mechanisch of via vijvers belucht worden voordat het in het zuiveringsmoeras wordt geleid. Hierdoor komt er meer zuurstof in het water waardoor er meer ammonium in nitraat omgezet kan worden (Meuleman, 1999). Daarnaast is er een tweede mogelijkheid die bestaat uit het afwisselend creëren van zuurstofloze en zuurstofrijke omstandigheden in de bodem van het zuiveringsmoeras. Dit kan gerealiseerd worden door afwisselend het moeras te bevoeien en droog te laten vallen (Van Oorschot, 1990; Meuleman, 1999).

Naast nitraat kan de aanwezigheid van organisch materiaal, dat dient als energiebron en H-donor, ook een limiterende factor voor het denitrificatieproces zijn (Nichols, 1983). Ook temperatuur heeft invloed op de snelheid van het denitrificatieproces. Bij 2°C is de snelheid zeer laag terwijl bij ongeveer 60°C een maximum omzettingssnelheid bereikt wordt (Nichols, 1983).

## Adsorptie aan bodemdeeltjes

Moerasbodems kunnen nutriënten adsorberen, waarbij organische bodems over het algemeen een grotere adsorptiecapaciteit hebben dan minerale bodems (Duel en Saris, 1986; Breen, 1990). Ammonium en nitraat adsorberen slecht aan bodemdeeltjes (Lijklema, 1985), de capaciteit van moerasbodems om fosfor en organisch fosfor te adsorberen, wordt bepaald door de aanwezigheid van de bodemcomponenten ijzer, aluminium en calcium (Duel en Saris, 1986).

De bodemadsorptie van nutriënten is echter niet alleen een gelimiteerd proces, het is ook een omkeerbaar proces. Als de concentratie van een bepaald nutriënt in de bovenste bodemlaag veel groter is dan in de bovenstaande waterkolom kan nalevering van het nutriënt volgen (Duel en Saris, 1986).

Naast nutriënten kunnen ook zware metalen aan bodemdeeltjes worden geadsorbeerd. De metalen verschillen echter sterk in de mate van immobiliteit – beschikbaarheid voor organismen - voor een bepaald bodemtype (Duel en Saris, 1986).

## De vorming van moeilijk oplosbare verbindingen

Naast adsorptie kunnen (bio)chemische reacties bijdragen aan de hoeveelheid nutriënten en metalen die door de bodem wordt opgeslagen (Duel en Saris, 1986). In een aëroob milieu kunnen bijvoorbeeld ijzerfosfaat-complexen gevormd worden en in een anaëroob milieu metaalsulfiden. De vorming van moeilijk oplosbare verbindingen is dus een belangrijk proces om nutriënten en zware metalen in de bodem op te slaan voor langere tijd (Duel en Saris, 1986; Meuleman, 1999).

## **Kwelders**

Zoutwatermoerassen (kwelders) komen in gematigde gebieden over de hele wereld voor en zijn net als zoetwatermoerassen, zeer productieve ecosystemen (Odum, 1971). Allen en Pye (1992) omschreven kwelders als gebieden, begroeid met halofyten, die regelmatig overstroomd worden door de zee. Volgens Allen en Pye (1992) zijn er vijf typen kwelders te onderscheiden: (1) kwelders aan de open kust, (2) barrière kwelders (in duingebieden), (3) kwelders die deel uit



maken van een estuarium, (4) kwelders in een baai en (5) kwelders in fjorden. In Nederland hebben het meest met typen 1 (kwelders in het noorden van Nederland en op de Waddeneilanden) en 3 (bijvoorbeeld in het Dollardgebied en Zeeland) te maken. In 1990 bedroeg de totale oppervlakte aan kwelders in Nederland ongeveer 7300 hectare (Dijkema et al., 1990).

### Hydrologie en saliniteit van kwelders

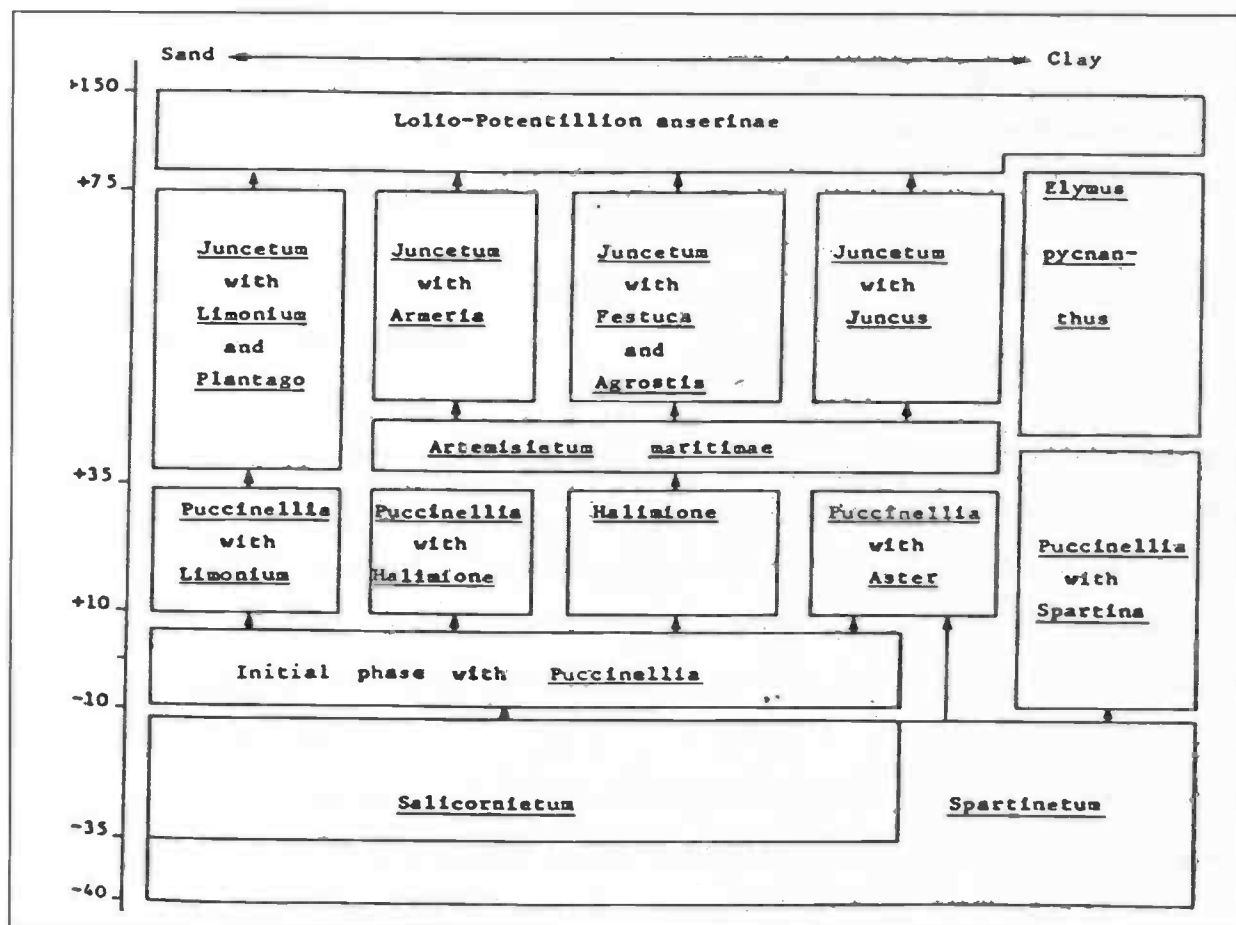
Een van de kenmerken van kwelders is dat ze periodiek overstroomd worden door het tij, van een paar keer per dag voor lage kwelders tot een paar keer per jaar voor hoge kwelders (Beeftink en Rozema, 1988). Het water loopt vaak slecht weg en de bodem wordt daardoor anaëroob (Adam, 1990). De redox-potentiaal in de bodem wordt hierdoor verlaagd en allerlei organische en inorganische stoffen worden gereduceerd door anaërobe bacteriën. Een voorbeeld hiervan zijn sulfaatreducerende bacteriën (Adam, 1990).

Bij een toenemende hoogte worden kwelders minder vaak overstroomd (Adam, 1990). Echter de saliniteit van de bodem hoeft niet altijd af te nemen bij afnemende hoeveelheid overstromingen. De lage kwelder wordt regelmatig overstroomd en heeft een min of meer constante bodemsaliniteit. Op de hoge kwelder hebben klimatologische factoren zoals regenval en droogte een grote invloed op de bodemsaliniteit, waardoor er zowel zeer lage als zeer hoge waarden kunnen worden bereikt (Jefferies, 1977b; Jefferies en Perkins, 1977; Adam, 1990).

### Kweldervegetatie

Hoewel een kwelder een moeras is, zijn de meeste soorten kweldervegetatie van terrestrische origine (Beeftink en Rozema, 1988). Dit in tegenstelling tot de aquatische vegetatie in een zoetwatermoeras. De meeste soorten zijn meerjarig, met ondergrondse wortelstokken om strenge winters te overleven (Beeftink en Rozema, 1988).

Er is een duidelijke zonatie van de vegetatie te zien op de kwelder (Beeftink en Rozema, 1988). In figuur 4 is een vereenvoudigd schema weergegeven van het sedimenttype, de hoogte en de vegetatie van de kwelder (Dijkema, 1983).



Figuur 4. Een schematische weergave van de verschillende successiestadia op kwelders in het Waddenzeegebied (naar Dijkema, 1983).

De lage kwelder vormt de pionierszone waar zo'n drie à vier verschillende soorten voorkomen. Meestal zijn een of twee soorten hiervan dominant. Daarnaast zijn vele plekken op de lage kwelder onbegroeid. De lage kwelder wordt meestal bij ieder tij overstroomd. De middenkwelder heeft een veel grotere soortenrijkdom. Dit komt door de verschillen in hydrologie, bijvoorbeeld kreekjes en slenken die een verschil veroorzaken tussen meer of mindere mate van stagnatie van het water, en door verschillen in kleidikte. De middenkwelder wordt veel minder vaak overstroomd. De hoge kwelder bevat een mix van soorten van de middenkwelder en andere soorten die niet halofyt zijn maar wel zouttolerant. De hoge kwelder wordt slechts enkele malen per jaar overstroomd (tussen de 5 en 10 keer per jaar).

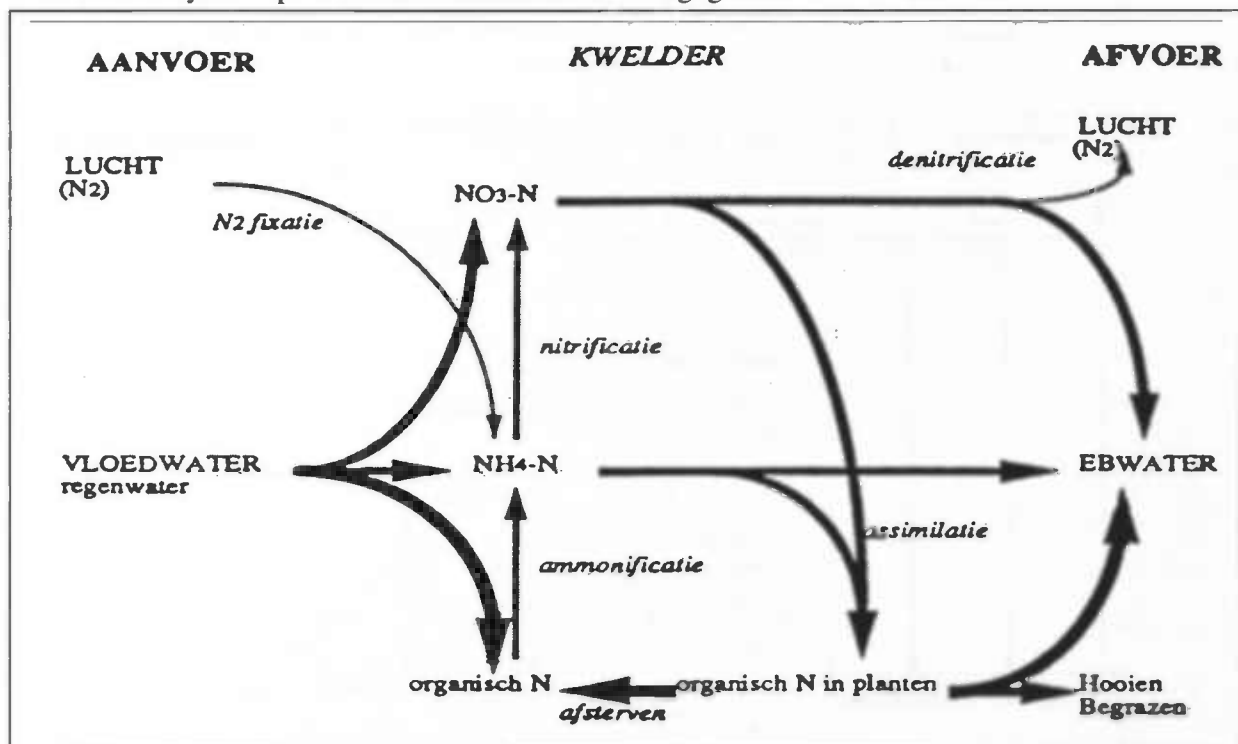
Sedimentatie op kwelders leidt tot ophoging, wat meestal resulteert in minder overstromingen door het tij. Dit werkt natuurlijke successie van kwelders in de hand (Vince en Snow, 1984; Scholten et al., 1987; Bertness, 1991). De laatste decennia is niet alleen natuurlijke successie de oorzaak van veranderingen in vegetatiesamenstelling (Leendertse, 1995). Door een verhoogde aanvoer van nutriënten kan de biomassa-productie van dominante soorten enorm

toenemen wat een afname van de soortenrijkdom tot gevolg heeft (Valiela, 1984; Rozema en Leendertse, 1991; Olf, 1992; Bakker et al., 1993; Van Wijnen, 1999). Een voorbeeld hiervan is de grote invasie van Strandkweek (*Elymus athericus*) op de kwelders in de Waddenzee (Olf, 1992; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995; Van Wijnen, 1999).

### Opname van stoffen door kwelders

Door aanvoer van rivierwater, zeewater, sediment en via de atmosfeer worden er met name grote hoeveelheden stikstof, fosfor, organisch materiaal en zware metalen naar kwelders gevoerd (Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995). Uit een aantal onderzoeken is gebleken dat kwelders in staat zijn deze stoffen op te nemen (Valiela en Teal, 1979; Giblin et al., 1980; Nedwell, 1982; Giblin et al., 1983; Dankers et al., 1984; Giblin et al., 1985; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995; Van Wijnen, 1999).

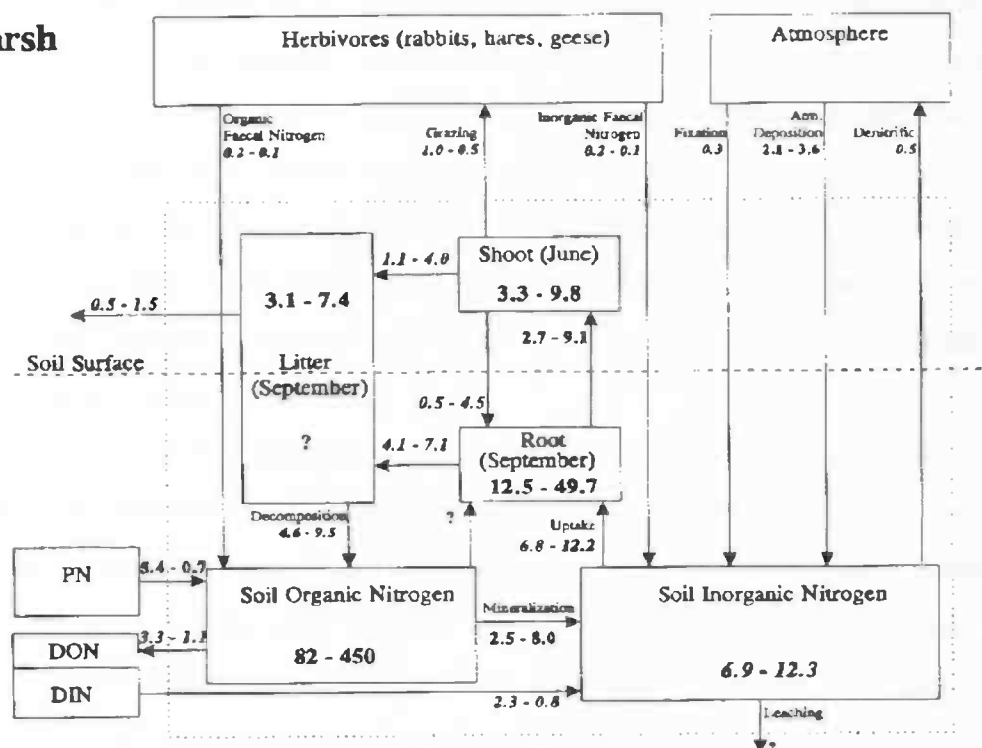
Stikstof speelt een belangrijke rol op de kwelder. Het beïnvloedt processen als primaire en secundaire productie en de afbraaksnelheden van organisch materiaal (Teal, 1986). In figuur 5 is de stikstofcyclus op de kwelder schematisch weergegeven.



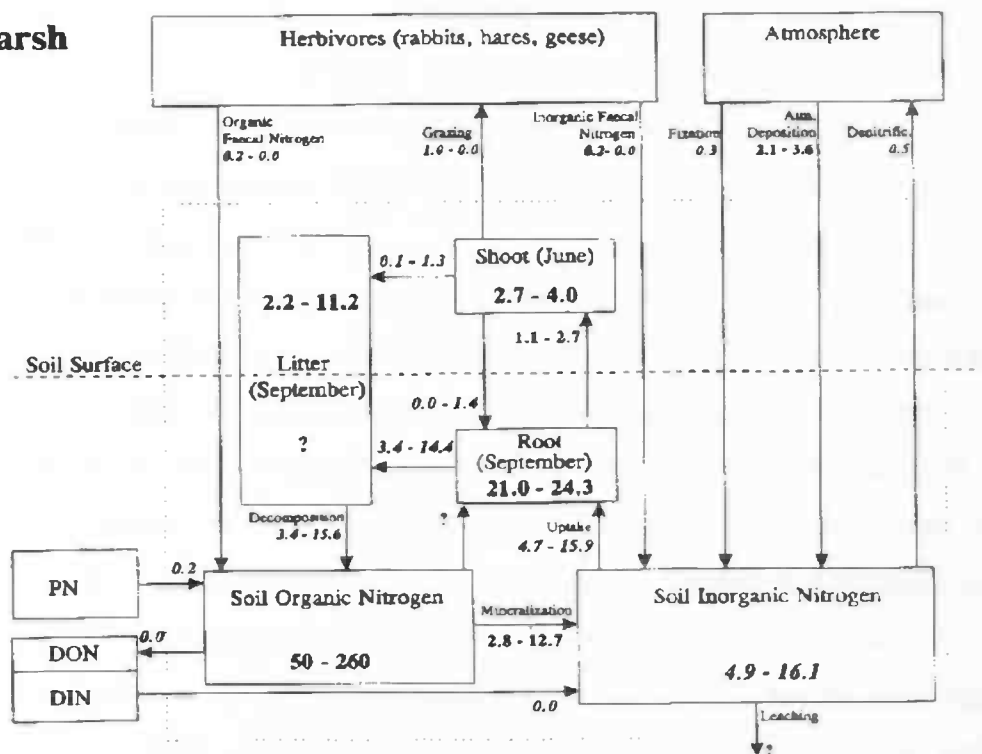
Figuur 5. Een schematische weergave van de stikstofcyclus op de kwelder (naar Leendertse, 1991).

Te zien is dat een deel van de stikstof door planten wordt opgenomen. Dit is echter van tijdelijke duur, omdat aan het einde van het groeiseizoen de planten afsterven en de stikstof weer vrij komt (Nichols, 1983; Van Oorschot, 1990; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995). In figuur 6 is een schema weergegeven van het stikstofbudget op de kwelder en hoe de fluxen per jaar verlopen.

### Low marsh



### High marsh



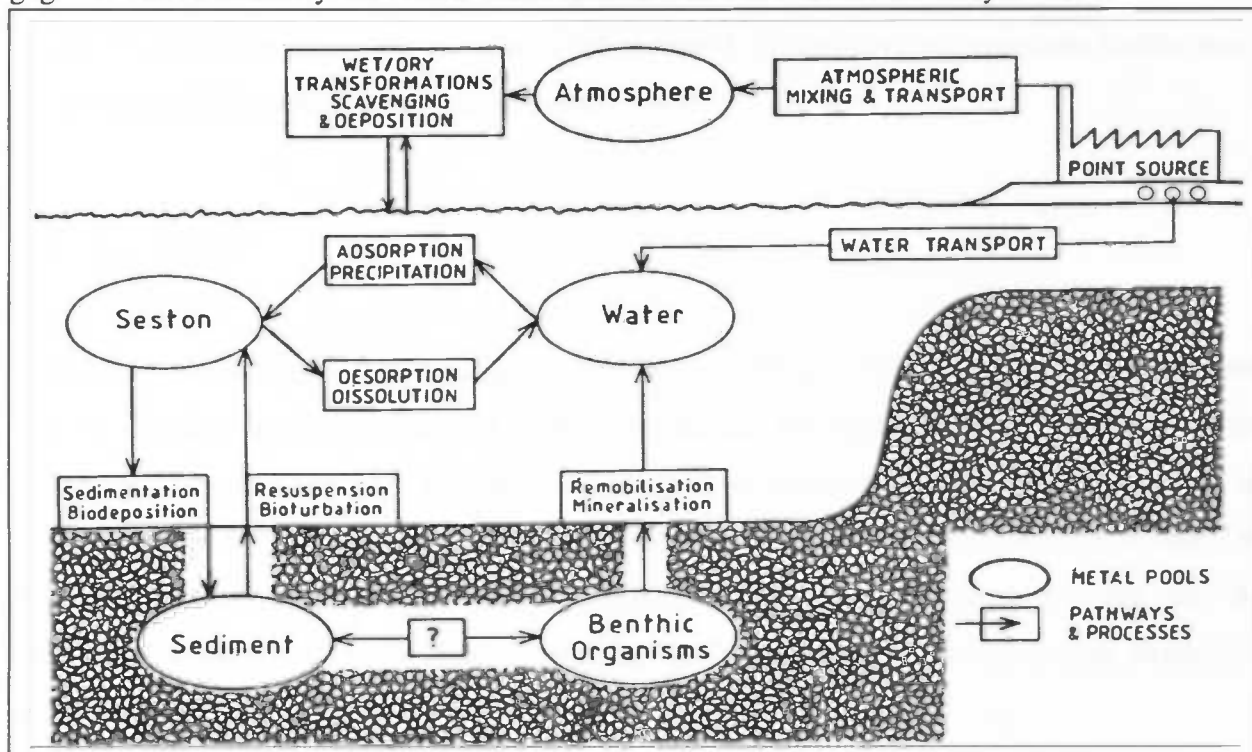
Figuur 6. Een schematische weergave van het stikstofbudget op de kwelder in gram N m<sup>-2</sup> (naar Van Wijnen, 1999).

Door maaien van de planten kan er stikstof permanent uit het systeem verwijderd worden (Nichols, 1983; Van Oorschot, 1990; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995). Dit wordt bijvoorbeeld op kleine schaal op Schiermonnikoog uitgevoerd (Bakker et al., 1993). Daarnaast kan stikstof door denitrificatie permanent uit het systeem verwijderd worden (Nedwell, 1981; Reddy en Patrick, 1984; Reddy et al., 1989; Patrick, 1990; Leendertse, 1995). Wat niet is aangegeven in figuur 5, is de adsorptie van stikstof, dat in de vorm van ammonium samen met organisch materiaal een complex kan vormen dat door het sediment geadsorbeerd kan worden (Patrick, 1990). Dit proces is echter omkeerbaar en draagt niet bij aan de permanente verwijdering van stikstof uit het systeem; als er erosie optreedt, komt het geadsorbeerde stikstof weer vrij (Leendertse, 1995). In de jaren negentig erodeerden bijvoorbeeld de meeste kwelders in estuaria, wat in de Oosterschelde gerelateerd werd met verhoogde stromingssnelheden door baggerwerkzaamheden (Bakker et al., 1993).

Fosfor kan op vier verschillende manieren uit het kweldersysteem verwijderd worden (Patrick, 1990). De kweldervegetatie kan bijvoorbeeld fosfor opnemen, waarna het fosfor permanent uit het systeem verwijderd kan worden door te maaien en af te voeren (Leendertse, 1995). De verwijdering van fosfor door de andere drie processen (adsorptie, opname door micro-organismen en de vorming van moeilijk oplosbare complexen) is echter van tijdelijke aard (Leendertse, 1995). Wanneer bodems met fosfor verzadigd zijn, neemt het sediment geen fosfor meer op (Nichols, 1983). Bovendien komt het geadsorbeerde fosfor bij erosie van de kwelder weer vrij. Als de micro-organismen afsterven komt het fosfor ook weer in het water terecht. De vorming van moeilijk oplosbare complexen met fosfor is een omkeerbare reactie (Nichols, 1983; Leendertse, 1995); als de concentratie fosfor in het water lager wordt dan komt het fosfor weer vrij (Nichols, 1983; Leendertse, 1995).

Ook zware metalen kunnen door het kweldersysteem worden opgenomen (Banus et al., 1975; Valiela et al., 1976; Giblin et al., 1980; Giblin et al., 1983; Giblin et al., 1985; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995). Ten eerste kunnen zware metalen door de kweldervegetatie worden opgenomen (Giblin et al., 1980; Beeftink et al., 1982; Giblin et al., 1983; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995), waarna ze door te maaien permanent uit het systeem kunnen worden verwijderd. Daarnaast kunnen zware metalen in het sediment worden vastgehouden door de vorming van moeilijk oplosbare complexen met bijvoorbeeld sulfiden (Giblin et al., 1983; Giblin et al., 1985; Bakker et al., 1993). Dit proces is echter afhankelijk van het zuurstofgehalte in de bodem omdat sulfide in de gereduceerde vorm alleen voorkomt onder anoxische omstandigheden (Giblin et al., 1983; Giblin et al., 1985; Bakker et al., 1993). Als er veel stikstof

wordt aangevoerd waardoor de primaire productie stijgt, komt er door de wortels van de vegetatie meer zuurstof in de bodem waardoor zware metalen slechter worden vastgehouden (Bakker et al., 1993; Giblin et al., 1983; Scholten et al., 1993). In figuur 7 is een overzicht gegeven van de metaalcyclus tussen water en sediment van een marien ecosysteem.



Figuur 7. Een schematische weergave van de zware metalencyclus in een marien ecosysteem (naar Kersten et al., 1988).

Giblin et al., (1983) vonden dat vooral koper (49%), chroom (45%) en lood (60%) goed in het sediment werden vastgehouden. Andere metalen zoals ijzer (24%), zink (28%), cadmium (15%) en mangaan (27%) vormden minder stabiele complexen met sulfide (Giblin et al., 1983). Sulfiden in de anoxische lagen van de bodem kunnen ook voorkomen dat zware metalen dieper in het sediment doordringen (Giblin et al., 1985). Echter, als er erosie van de kwelder optreedt komen de vastgehouden metalen in het sediment ook weer vrij (Delaune et al., 1990; Leendertse, 1995). Als laatste kunnen zware metalen tijdelijk uit het systeem worden onttrokken door de opname van metalen door dieren (Giblin et al., 1980; Giblin et al., 1983; Leendertse, 1995).

Daarnaast zijn enkele benthische dieren zoals bepaalde soorten mossels en polychaeten in staat om organische microvervuilers (PCB's ed.) af te breken (Quirijns et al., 1979; Ernst et al., 1988). Dit gebeurt echter op zeer kleine schaal, omdat deze stoffen erg goed bestand zijn tegen degradatieprocessen (Ernst et al., 1988). Bovendien is het aantal mossels en polychaeten dat op de kwelder leeft zeer gering (Hayward and Ryland, 1995).

Tot slot zijn kwelders in staat om gesuspendeerde deeltjes (vaak organische afvalstoffen die N of P bevatten) uit het oppervlaktewater te verwijderen (Woodwell et al., 1977; Haines, 1977; Wolff, 1979). Als de deeltjes neerslaan worden ze door het sediment geadsorbeerd, waarna de organische stoffen afgebroken kunnen worden (Dankers et al., 1983). Nadat de organische stoffen gemineraliseerd zijn in het sediment, komen deze als opgeloste stoffen weer in het oppervlaktewater terecht (Dankers et al., 1983).

### Kwelders tot slot

De kwelders in Nederland zijn belangrijke ecosystemen (Wolff, 1993). Ongeveer zeven procent van de kwelders in Europa bevindt zich in Nederland (Dijkema, 1989). In 1971 werd de oprichtingsvergadering van het verdrag over "Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat " (ook wel de "Ramsar-conventie" genoemd) gehouden in Ramsar in Iran. De Ramsar-conventie streefde naar bescherming en wijs gebruik van moerassen en de watervogelpopulaties die in dat gebied leven. In 1980 werd deze conventie ook door Nederland geratificeerd (Wolff, 1993).

Voor veel watervogels spelen de moerassen in Nederland een sleutelrol (Rooth, 1989a). Veel noord-west-Europese populaties broeden in Nederland. Trekvogels komen van de Arctische toendra's van Canada, Groenland, IJsland, Scandinavië, Spitsbergen, Rusland, Siberië tot Mauritanië, Senegal, Mali, Guinee-Bissau en zelfs nog zuidelijker (Smit en Piersma, 1989). In de herfst kan het aantal wadvogels wel op lopen tot een miljoen (Smit, 1981).

Naast het belang van kwelders voor watervogels, spelen kwelders ook een belangrijke rol bij de kinderkamerfunctie van de Waddenzee voor garnalen en vissen uit de Noordzee (Zijlstra, 1972). In 1988 werd, na meer dan 1000 jaar landwinning aan de kust, besloten om geen zoet- of zoutwatermoerassen meer in te polderen, wellicht met uitzondering van de Markerwaardpolder (Wolff, 1992; Wolff, 1993). In 1989 werd met het oog op het behoud en beheer van kwelders in het Waddenzeegebied de "Second Trilateral Working Conference on Saltmarsh Management In the Wadden Sea Region" in Denemarken gehouden. Een voorbeeld voor kwelderbeheer in Nederland is het regelen van de begrazingsdruk om alle vegetatietypen een kans te geven zich te ontwikkelen (De Vlas, 1989); in tabel 3 is te zien dat de lage kwelder geen begrazing nodig heeft omdat dat een pionierszone is (De Vlas, 1989).

Necessity of grazing pressure			
	Well above high tide level	Above high tide level	Below high tide level
Island salt marsh	+	+/-	-
Mainland salt marsh	++	+	-

Tabel 3. Een schematische weergave van de begrazingsdrukstrategie in Nederland in 1989 (naar De Vlas, 1989).

## Discussie

### Hoe goed zijn kwelders in staat om oppervlaktewater te zuiveren?

Uit het hoofdstuk over kwelders bleek dat bij de opname van stoffen uit het oppervlaktewater dezelfde processen een rol spelen als bij de zuivering door zoetwatermoerassen. Het is echter zeer lastig om de zuiveringsefficiëntie van zoetwatermoerassen te vergelijken (Tilton en Kadlec 1979; Van der Valk et al., 1979; Richardson en Nichols 1985). Processen als moerastype, grootte van het moeras, productiviteit van de moerasvegetatie, bodemsamenstelling en hydrologie van het moerassysteem, hebben een grote invloed op de efficiëntie waarmee water gezuiverd kan worden en zijn voor ieder moeras weer anders (Duel en Saris, 1986). In de tweede plaats zijn de nutriëntenbelasting en de hydraulische belasting van moerassystemen verschillend (Duel en Saris, 1986). Ook verschillen de klimatologische en daaraan gerelateerde factoren (temperatuur, neerslag, lengte groeiseizoen). Bovendien zijn de onderzoeksmethoden die gebruikt zijn om de verwijderingsefficiëntie te meten niet gelijk. Er zijn bijvoorbeeld studies naar concentratiereductie en balansstudies (Duel en Saris, 1986). Om een compleet beeld te krijgen van de zuiveringsefficiëntie van kwelders, zal voor iedere kweldersysteem apart een uitgebreide balansstudie moeten worden gedaan.

Het is echter wel bekend dat wanneer de verblijftijd van het water in het moeras langer (een aantal dagen) is, de zuiveringsefficiëntie groter wordt (Duel en Saris, 1986; Breen, 1990; Masscheleyn et al., 1992; Reuter et al., 1992; Leendertse, 1995; Meuleman, 1999). Een te lange verblijftijd (meer dan 2-3 dagen) kan echter ook nadelige gevolgen hebben, doordat het zuurstofgehalte daalt, wat een nitraatlimitatie tot gevolg kan hebben (Meuleman, 1999). Hierdoor verloopt het denitrificatieproces slecht. Welke verblijftijd optimaal is, is dus afhankelijk van het type moerasbodem. Daarnaast wordt de zuiveringsefficiëntie van een moeras



ook groter wanneer de concentratie van de verontreiniging zo laag mogelijk is (Nichols, 1983; Meuleman, 1999).

Kwelders worden maar een paar uur per dag overstroomd. Hoewel dit een positief effect heeft voor het nitrificatie-denitrificatie proces (Van Oorschot, 1990; Meuleman, 1999), is de verblijftijd van het water zeer kort, wat de efficiëntie sterk verlaagt. Daarnaast zijn veel processen die een rol spelen bij de zuivering van oppervlaktewater omkeerbaar of tijdelijk van aard. Adsorptie van fosfor en zware metalen in het sediment is bijvoorbeeld omkeerbaar. Moeilijk oplosbare verbindingen met nutriënten en metalen kunnen voor een langere tijd stoffen aan het kweldersysteem onttrekken, maar komen bij erosie van de kwelder weer in het water terecht. Daarnaast nemen dieren in het kweldersysteem ook stoffen op, maar als de dieren sterven komen de meeste stoffen weer vrij (Giblin et al., 1983; Nichols, 1983; Giblin et al., 1985; Delaune et al., 1990; ; Patrick, 1990; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995).

Een van de manieren om afvalstoffen permanent uit het systeem te verwijderen is door de bovengrondse delen van de vegetatie af te voeren (Nichols, 1983; Van Oorschot, 1990; Bakker et al., 1993; Leendertse, 1995). In Nederland worden de hogere delen van de kwelders op kleine schaal bemaaid en begraasd (Bakker, 1993). Uit de paragraaf over kweldervegetatie bleek dat de meeste vegetatie op de hogere delen van de kwelder wordt aangetroffen, de minste op de lage kwelder (Dijkema, 1983; Beeftink en Rozema, 1988). Daarnaast kwam in de paragraaf over hydrologie en saliniteit van kwelders naar voren dat de hogere delen van de kwelder het minst en de lagere delen van de kwelder het meest worden overstroomd. De vegetatie op de hogere delen van de kwelder, die het minste afvalstoffen op kan nemen door minder frequente overstroming en een kortere verblijftijd, wordt dus gemaaid en begraasd (Adam, 1990, Bakker, 1993). Permanente verwijdering van afvalstoffen uit het oppervlaktewater door afvoer van vegetatie van kwelders zal dus niet al te veel voorstellen.

Daarnaast kan door denitrificatie stikstof permanent uit het kweldersysteem verwijderd worden (Nedwell, 1981; Reddy en Patrick, 1984; Reddy et al., 1989; Patrick, 1990; Leendertse, 1995). De getijdewerking heeft hier een positieve invloed op (Van Oorschot, 1990; Meuleman, 1999). Dit proces kan echter tegengewerkt worden doordat planten bijvoorbeeld stikstof kunnen fixeren, waardoor het stikstof weer in het kweldersysteem terechtkomt (Nichols, 1983). De aanwezigheid van zuurstof remt het denitrificatieproces; bacteriën nemen zuurstof dan als H-acceptor in plaats van nitraat. Om nitraat om te kunnen zetten in stikstofgas is er een H-donor en energiebron nodig. Hier wordt organisch materiaal voor gebruikt. In minerale bodems wordt het denitrificatieproces meestal gelimiteerd door de hoeveelheid beschikbare organische stoffen

(Nichols, 1983). Uit het stikstofbudget van de een kwelder op Schiermonnikoog bleek de hoeveelheid stikstof die uit het kweldersysteem verdween door denitrificatie op ongeveer  $0.5 \text{ g N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  te zijn (Van Wijnen, 1999). Deze hoeveelheid stikstof was ongeveer even groot als de hoeveelheid stikstof die door planten gefixeerd werd ( $0.3 \text{ g N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) (Van Wijnen, 1999). Daarnaast vindt er atmosferische depositie plaats in de vorm van ammonium en nitraat (Van Wijnen, 1999). In 1999 bedroeg dit op Schiermonnikoog tussen de  $1.5$  en  $2.5 \text{ g N m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  (Van Wijnen, 1999). Als de vegetatie hoger is, neemt de hoeveelheid atmosferische depositie toe (Kristensen en Henriksen, 1998; Van der Wal, 1998). De hoeveelheid stikstof die via de atmosfeer uit een kweldersysteem verwijderd wordt door denitrificatie is dus veel kleiner dan de hoeveelheid stikstof die via de atmosfeer aan het kweldersysteem wordt toegevoegd.

#### Kwelders voor oppervlaktewaterzuivering?

In de paragraaf over kwelders bleek al dat de kwelders in Nederland erg belangrijk zijn voor vele dieren, zoals watervogels en andere trekvogels (Smit, 1981; Rooth, 1989a ; Smit en Piersma, 1989; Wolff, 1993). Kwelders hebben dus een belangrijke ecologische functie voor vele dieren.

Je zou je dus kunnen afvragen, -stel dat kwelders goed in staat zijn oppervlaktewater te zuiveren- of kwelders dan wel voor dit doel gebruikt moeten worden. Dit houdt in dat het beheer veranderd zou worden door bijvoorbeeld regulatie van in- en uitstromend water en intensievere bemaaiing. Daardoor zal echter ook het habitat voor veel dieren veranderen (Bakker, 1993; Van Wijnen, 1999). Dit kan nadelige gevolgen hebben voor de dieren.

Ten tweede kan de oppervlaktewaterverontreiniging zelf ook nadelige gevolgen hebben voor kwelders (Wolff, 1988; Leendertse, 1995). Als de concentratie nutriënten en organische afvalstoffen bijvoorbeeld te hoog is, kan er eutrofiëring van het kweldersysteem optreden (Valiela, 1984; Brockmann et al., 1988; Wolff, 1988; Leendertse, 1991; Rozema en Leendertse, 1991; Olf, 1992; Bakker et al., 1993; Van Wijnen, 1999). Een langere verblijftijd van het oppervlaktewater kan dus nadelig zijn voor het kweldersysteem zelf.

## **Conclusies**

Kwelders zijn in staat verontreinigende stoffen op te nemen uit het oppervlaktewater. In Nederland is de zuiveringsefficiëntie van kwelders echter niet erg groot.

Kwelders zijn voor vele dieren zeer belangrijke ecosystemen en zijn daarom beschermd. Verandering van het beheer van kwelders - bijvoorbeeld door de verblijftijd van het water langer te maken - voor de zuivering van oppervlaktewater kan nadelige gevolgen hebben voor het kweldersysteem.

Kwelders zijn in Nederland daarom niet geschikt voor intensieve oppervlaktewaterzuivering.

## **Dankwoord**

Graag wil ik Prof. Dr. Wim Wolff bedanken voor het begeleiden van deze scriptie. Bert wil ik bedanken voor het kritisch doorlezen en het controleren van de spelling.



1. Aart, van der, P.J.M. (ed), 1985. PAO-cursus: Moerassen voor de zuivering van afvalwater. The Utrecht Plant Ecology News Report. 260 pp.
2. Abel, P.D., 1989. Water Pollution Biology. Ellis Horwood Limited publishers, Chichester. 231 pp.
3. Adam, P., 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 461pp.
4. Adamson, R.G., 1973. Pollution: An ecological approach. Bellhaven House Limited publishers, Scarborough. 180 pp.
5. Allen, J.R.L., Pye, K., 1992. Saltmarshes; morphodynamiscs, conservation and engineering significance. Cambridge University Press, Cambridge. 184 pp.
6. Bakker, J.P., De Leeuw, J., Dijkema, K.S., Leendertse, P., Prins, H.H.T., Rozema, J., 1993. Saltmarshes along the coast of the Netherlands. *Hydrobiologica* 265: 73-95.
7. Bakker, J.P., 1993. Strategies for grazing management on salt marshes. *Wadden Sea Newsletter* 93(1): 137-148.
8. Banus, M.D., Valiela, I., Teal, J.M., 1975. Lead, zinc and cadmium budgets in experimentally enriched salt marsh ecosystems. *Estuarine Coastal Marine Science* 3: 421-430.
9. Becker, P.H., Erdelen, M., 1987. Die Bestandsentwicklung von Brutvögeln der deutschen Noordseeküste 1950-1979. *Journal für Ornithologie* 128: 1-32.
10. Beeftink, W.G., Nieuwenhuize, J., Stoeppler, M., Mohl, C., 1982. Heavy-metal accumulation in salt marshes from the Western and Eastern Scheldt. *Sci. Total Environm.* 25: 199-223.
11. Beeftink, W.G., Rozema, J., 1988. The nature and functioning of salt marshes. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K., Förstner, U. (Eds.): *Pollution of the North Sea: an assessment*. Springer-Verlag, Berlin 59-87.
12. Bertness, M.D., 1991. The influence of salinity on the kinetics of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> uptake in *Spartina alterniflora* transplants in North Carolina. *Estuaries* 6: 212-226.
13. Breen, P.F., 1990. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Research* 24: 689-697.
14. Brix, H., Schierup, H., 1989. The use of aquatic macrophytes in water pollution control. *Ambio* 18: 100-107.
15. Brockmann, U., Billen, G., Gieskes, W.W.C., 1988. North Sea Nutrients and Eutrophication. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K., Förstner, U. (Eds.): *Pollution of the North Sea: an assessment*. Springer-Verlag, Berlin 348-389.
16. Cole, S., 1998. The emergence of treatment wetlands. *Environmental Science & Technology*, May 1998: 218-223.
17. Dankers, N., Binsbergen, M., Zegers, K., Laane, R., Van der Loeff, M., 1984. Transport of water, particulate and dissolved organic and inorganic matter between a salt marsh and the Ems-Dollard Estuary, The Netherlands. *Estuarine Coastal Shelf Science* 19: 143-165.
18. Delaune, R.D., Pezeshki, S.R., Pardue, J.H., Whitcomb, J.H., Patrick, Jr., W.H., 1990. Some influences of sediment addition to a deteriorating salt marsh in the Mississippi River Deltaic plain: a pilot study. *J. Coastal Res.* 6: 181-188.
19. Denny, P., 1987. Mineral cycling by wetland plants - a review. *Archiv für Hydrobiologie, Beih.* 27: 1-25.
20. Dicks, B., Bakke, T., Dixon, I.M.T., 1988. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K., Förstner, U. (Eds.): *Pollution of the North Sea: an assessment*. Springer-Verlag, Berlin 524-537.

21. Dijkema, K.S., 1983. The salt marsh vegetation of the mainland coast, estuaries and Halligen. In: Dijkema, K.S., Wolff, W.J. (eds) Flora and vegetation of the Wadden Sea islands and coastal areas. Wadden Sea Working Group, Report No. 9: 185-220.
22. Dijkema, K.S., 1989. Kwelders en Schorren. In: Wolff, W.J. (ed) De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. SDU, 's-Gravenhage: 41.
23. Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., Bouwsema, P., De Glopper, R.J., 1990. Salt marshes in the Netherlands Wadden Sea: rising high tide levels and accretion enhancement. In: Beukema, J.J., Wolff, W.J., Brouns, J.J.W.H. (eds), Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 173-188.
24. Drescher, H.E., 1978. Hautkrankheiten beim Seehund, *Phoca vitulina* Linné 1758, in der Nordsee. Säugetierk Mitt 26: 50-59.
25. Duel, H., Saris, F.J.A., 1986. Waterzuivering door macro-helofytenfilters. Landschap 3: 295-305.
26. Ernst, W., Boon, J.P., Weber, K., 1988. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K., Förstner, U. (Eds.): Pollution of the North Sea: an assessment. Springer-Verlag, Berlin 284-299.
27. Essink, K., 1978b. The effects of pollution by organic waste on macro-fauna in the eastern Dutch Wadden Sea. Neth Inst Sea Res Publ Ser 1: 135 pp.
28. Essink, K., 1984. The discharge of organic waste into the Wadden Sea area. Balkema Rotterdam 36-38 pp.
29. Essink, K., Beukema, J.J., 1986. Long-term changes in tidal flat zoobenthos as indicators of stress by organic pollution. Hydrobiologica 142: 209-215.
30. Essink, K., 1980. Mercury pollution in the Ems estuary. Helgol Wiss Meeresunters 33: 111-121.
31. Giblin, A.E., Bourg, A., Valiela, I., Teal, J.M., 1980. Uptake and losses of heavy metals in sewage sludge by a New England salt marsh. American Journal of Botany 67: 1059-1068.
32. Giblin, A.E., Valiela, I., Teal, J.M., 1983. The fate of metals introduced into a New England salt marsh. Water Air Soil Pollution 20: 81-98.
33. Giblin, A.E., Luther, G.W., Valiela, I., 1986. Trace metal solubility in salt marsh sediments contaminated with sewage sludge. Estuarine Coastal Shelf Science 23: 477-498.
34. Godfrey, P.J., Kaynor, E.R., Pelczarski, S., Benforado, J. (eds), 1985. Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Van Nostrand Reinhold Company, New York. 473 pp.
35. Godschalk, G.L., Wetzel, R.G., 1978b. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. Aquatic Botany 5: 301-927.
36. Greeson, P.E., Clark, J.R., Clark, J.E. (eds), 1979. Wetland function and values: the state of our understanding. American Water Resource Association, Minneapolis, Minnesota. 647 pp.
37. Gundlach, E.R., Hayes, M.O., 1978. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. Mar. Techn. Soc. J. 12: 18-27.
38. Haines, E.B., 1977. The origins of detritus in Georgia salt marsh estuaries. Oikos 29: 254-260.
39. Hardman, D.J., McEldowney, S., Waite, S., 1994. Pollution: Ecology and biotreatment. Longman Singapore Publishers (Pte) Ltd. 322 pp.
40. Hayward, P.J., Ryland, J.S., 1995. Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. Oxford University Press Inc. New York 800 pp.

41. Howard-Williams, C., 1985. Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater biology* 15: 391-431.
42. Janssen, G.M., 1993a. De eutrofiëring van de Noordzee en Waddenzee, een tussenbalans. Zien we al resultaten van het saneringsbeleid? *H<sub>2</sub>O* 26: 86-91.
43. Jefferies, R.L., 1977b. Growth responses of coastal halophytes to inorganic nitrogen. *Journal of Ecology* 69: 17-31.
44. Jefferies, R.L., Perkins, N., 1977. The effect on the vegetation of the additions of inorganic nutrients to salt marsh soils at Stiffkey, Norfolk. *Journal of Ecology* 65: 867-882.
45. Kersten, M., Dicke, M., Kriews, M., Naumann, K., Schmidt, D., Schulz, M., Schwikowski, M., Steiger, M., 1988. Distribution and fate of heavy metals in the North Sea. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K., Förstner, U. (Eds.): *Pollution of the North Sea: an assessment*. Springer-Verlag, Berlin 300-347.
46. Klopatek, J.M., 1987. Nutrient dynamics of freshwater riverine marshes and the role of emergent macrophytes. In: Good, R.E., Whigham, D.F., Simpson, R.L. (eds). *Freshwater Wetlands: Ecological processes and management potential*. Academic Press, New York. 195-217 pp.
47. Koeman, J.H., 1971. Het voorkomen en de toxicologische betekenis van enkele chloorkoolwaterstoffen aan de Nederlandse kust in de periode van 1965 tot 1970. Thesis Universiteit van Utrecht. 136 pp.
48. Koeman J.H., Van Genderen, H., 1972. Tissue levels in animals and effects caused by chlorinated hydrocarbon insecticides, chlorinated biphenyls and mercury in the marine environment along the Netherlands coast. In: *Marine Pollution and Sea Life* Fishing News (Books) 1-8.
49. Kristenen, H.L., Henriksen, K., 1998. Soil nitrogen transformations along a successional gradient from Calluna heathland to Quercus forest at intermediate atmospheric nitrogen deposition. *Applied Soil Ecology* 8: 95-109.
50. Leendertse, P.C., 1991. Kwelderontwikkeling in relatie tot de waterkwaliteit van de Waddenzee. VU-Oecologie & Oecotoxicologie/ RWS-DWG, Amsterdam. 97 pp.
51. Leendertse, P.C., Karman, C.C., Rozema, J., 1993b. Helofytenfilters langs de Afsluitdijk. - een haalbaarheidsstudie- VU-Oecologie & Oecotoxicologie/ RWS-DWG, Amsterdam.
52. Leendertse, P.C., 1995. Impact of nutrients and heavy metals on salt marsh vegetation in the Wadden Sea. PhD thesis, Vrije Universiteit Amsterdam. 152 pp.
53. Lijklema, L., 1985. Massabalansen voor N en P in onderwaterbodems. In: Van der Aart, P.J.M. (ed): PAO-cursus "Moerassen voor de zuivering van afvalwater. The Utrecht Plant Ecology News Report 220-237.
54. Masscheleyn, P.H., Pardue, J.H., Delaune, R.D., Partick Jr., W.H., 1992. Phosphorus release and assimilatory capacity of two lower Mississippi valley freshwater wetland soils. *Water Resource Bulletin* 28: 763-584.
55. Mellanby, K., 1972. *The biology of pollution*. The Camelot Press Ltd, London. 59 pp.
56. Meuleman, A.F.M., 1999. Performance of treatment wetlands. PhD thesis, Utrecht University. 113 pp.
57. Nedwell, D.B., 1982. Exchange of nitrate and the products of bacterial nitrate reduction, between seawater and sediment from a U.K. salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 14: 557-566.
58. Nichols, D.S., 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed.* 55: 495-505.

59. Nixon, S.W., 1980. Between coastal marshes and coastal waters - a review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. In: Hamilton, P., MacDonald, K.B. (eds): Estuarine and wetland processes. Plenum Press, New York. 437-525 pp.
60. Odum, E.P., 1971. Fundamentals of ecology (3rd ed.). W.B. Saunders Co., Philadelphia.
61. Oloff, H., 1992. On the mechanisms of vegetation succession. PhD Thesis, Rijksuniversiteit Groningen.
62. Van Oorschot, M.M.P., 1990. The role of vegetation in nutrient removal from water. The Utrecht Plant Ecology News Report 11: 64-85.
63. Otte, M.L., Haarsma, M.S., Broekman, R.A., Rozema, J., 1993. Relation between heavy metals concentrations in salt marsh plants and soil. Environmental Pollution 82: 13-22.
64. Patrick Jr, W.H., 1990. Microbial reactions of nitrogen and phosphorus in wetlands. The Utrecht Plant Ecology News Report 11: 52-63.
65. Quirijns, J.K., Van de Paauw, C.G., Ten Noever de Brauw, M.C., De Vos, R.H., 1979. Survey of the contamination of Dutch coastal waters by chlorinated hydrocarbons, including the occurrence of methylthio-pentachlorobenzene and di(methylthio)tetrachlorobenzene. Sci Total Environ 13: 225-233.
66. Reddy, K.R., DeBusk, T.A., 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. J. Of Environ. Qual. 14(4): 459-462.
67. Reddy, K.R., Patrick Jr, W.H., 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. CRC Critical Reviews in Environmental Control 13(4): 273-310.
68. Reddy, K.R., Patrick Jr, W.H., Lindau, C.W., 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. Limnol. Oceanogr. 34: 273-309.
69. Reijnders, P.J.H., 1980. Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the Wadden Sea and their possible effects on reproduction. Netherlands Journal of Sea Research 14: 30-65.
70. Reijnders, P.J.H., 1982. On the ecology of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Wadden Sea: population dynamics, residue levels and management. Veter Quart 4: 36-42.
71. Reuter, J.E., Djohan, T., Goldman, C.R., 1992. The use of wetlands for nutrient removal from surface runoff in a cold climate region of California - results from a newly constructed wetland at Lake Tahoe. Journal of Environmental Management 36: 35-53.
72. Richardson, C.J., Nichols, D.S., 1985. Ecological analysis of wastewater management criteria in wetland ecosystems. In: Godfrey, Kaynor, Pelczarski, Benforado (eds): Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Van Nostrand Reinhold Company, New York 351-391.
73. Rooth, J., 1980. Sandwich tern (*Sterna sandvicensis*). In: Smit, C.J., Wolff, W.J. (eds) Birds of the Wadden Sea. Balkema Rotterdam 250-258.
74. Rooth, J., 1989a. Vogels. In: Wolff, W.J. (ed) De internationale betekenis van de Nederlandse natuur. SDU, 's-Gravenhage 98-106.
75. Rozema, J., Leendertse, P.C., 1991. Natural and man-made environmental stresses in coastal wetlands. In: Rozema, J., Verkleij, J.A.C. (eds): Ecological responses to environmental stresses. Kluwer, Dordrecht 92-101.
76. Scholten, M.C.Th., Blaauw, P.A., Stroetenga, M., Rozema, J., 1987. The impact of competitive interactions on the growth and distribution of plant species in salt



- marshes. In: Huiskes, A.H.L., Blom, C.W.P.M., Rozema, J. (Eds): *Vegetation between land and sea*. Junk, Dordrecht. 270-281 pp.
- 77.Scholten, M.C.Th., Jak, R.G., Van het Groenewoud, H., De Kock, W., Chr., Dekker, R., Van Moorsel, G. Brouwer, Chr., Dankers, N., Smeedes, F., Everts, J., 1993. SEDEX: Intertidal mesocosm studies on the ecological impact of the marine disposal of dredged material. TNO report R93/225.
- 78.Smit, C.J., 1981. The importance of the Wadden Sea for estuarine birds. In: Smit, C.J., Wolff, W.J. (eds) *Birds of the Wadden Sea*. Balkema, Rotterdam 280-289.
- 79.Smit, C.J., Piersma, T., 1989. Numbers, mid-winter distribution and migrations of wader populations using the East Atlantic flyway. In: Boyd, H. (Ed) *Proc. IWRB/RAMSAR Flyway Workshop*. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- 80.Strojan, C.L., 1978b. The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods. *Oikos*, 31: 41-46.
- 81.Swennen, C., 1972. Chlorinated hydrocarbons attacked the Eider population in the Netherlands. *TNO-nieuws* 27: 556-560.
- 82.Swennen, C., 1982. De vogels langs onze kust. In: *Wadden, duinen, delta*. Pudoc, Wageningen, 78-100.
- 83.Teal, J.M., 1986. The ecology of regularly flooded salt marshes of New England: a community profile. *U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.* 85(7.4) 61 pp.
- 84.Tilton, D.L., Kadlec, R.H., 1979. The utilization of a freshwater wetland for nutrient removal from secondarily treated wastewater effluent. *Journal of Environmental Quality* 8(3): 328-334.
- 85.Quirijns, J.K., Van de Paauw, C.G., Ten Noever de Brauw, M.C., De Vos, R.H., 1979. Survey of the contamination of Dutch coastal waters by chlorinated hydrocarbons, including the occurrence of methylthio-pentachlorobenzene and di(methylthio)tetrachlorobenzene. *Science of the Total Environment* 13: 225-233.
- 86.Tourbier, J., Pierson, R.W. (eds), 1976. *Biological control of water pollution*. University of Pennsylvania Press, Philadelphia, Pennsylvania, USA. 340 pp.
- 87.Valiela, I., 1984. *Marine ecological processes*. Springer Verlag, New York. 546 pp.
- 88.Valiela, I., Vince, S., Teal, J.M., 1976. Assimilation of sewage by wetlands. In: Wiley, M. (Ed): *Estuarine Processes Vol. I*. Academic Press, New York. 234- 253.
- 89.Valiela, I., Teal, J.M., 1979. The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem. *Nature* 280: 652-656.
- 90.Van der Valk, A.G., Davis, C.B., Baker, J.L., Beer, C.E., 1979. Natural freshwater wetlands as nitrogen and phosphorus traps for land runoff. In: Greeson, Clark & Clark (eds): *Wetland functions and values: the state of our understanding*. American Water Resource Association, Minneapolis, Minnesota, USA 457-467.
- 91.Verhoeven, J.T.A., 1985. De nutriëntenhuishouding van zoetwatermoerassen, speciaal met betrekking tot verrijking. In: Van der Aart, P.J.M. (ed): *PAO-cursus "Moerassen voor de zuivering van afvalwater*. The Utrecht Plant Ecology News Report 16-38.
- 92.Verhoeven, J.T.A., 1986. Nutrient dynamics in minerotrophic peat mires. *Aquatic Botany* 25: 117-137.
- 93.Vince, S.W., Snow, A.A., 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. I. Distribution, abundance and environmental factors. *Journal of Ecology* 72: 651-667.
- 94.De Vlas, J., 1989. Salt marsh management in the Netherlands. In: *Saltmarsh management in the Wadden Sea region*. Ministry of the Environment, the National Forest and Nature Agency, Rømø, Denmark.

95. Watson, A.P., Van Hook, R.I., Jackson, D.R., Reichle, D.E., 1976. Impact of a lead mining-smelting complex on the forest floor litter arthropod fauna in the New Lead Belt Region of Southwest Missouri. ORNL/NSF/EATC-30, Oak Ridge National Laboratories, Oak Ridge, Tennessee.
96. Van der Wal, R., 1998. Defending the marsh: herbivores in a dynamic coastal ecosystem PhD Thesis Rijksuniversiteit Groningen.
97. Watson, J.T., Reed, S.C., Kadlec, R.H., Knight, R.L., Whithouse, A.E., 1989. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: Hammer, D.A. (ed). Constructed wetlands for wastewater treatment. Lewis Publishers. Inc. Chelsea 319-351.
98. Van Wijnen, H.J., 1999. Nitrogen dynamics and vegetation succession in salt marshes. PhD Thesis Rijksuniversiteit Groningen. 152 pp.
99. Wolff, W.J., Eeden, M.J., van Lammens, E., 1979. Primary production and import of particulate organic matter on a salt marsh in the Netherlands. Netherlands Journal of Sea Research 13(2): 242-255.
100. Wolff, W.J., 1988. Impact of pollution on the Wadden Sea. In: Salomons, W., Bayne, B.L., Duursma, E.K., Förstner, U. (Eds.) Pollution of the North Sea; An assessment. Springer-Verlag. 687 pp.
101. Wolff, W.J., 1990. Anthropogenic influences and management of estuaries. Limnologia 20: 153-156.
102. Wolff, W.J., 1992. The end of a tradition: 1000 years of embankment and reclamation of wetlands in the Netherlands. Ambio 21: 287-291.
103. Wolff, W.J., 1993. Netherlands-Wetlands. Hydrobiologica 265: 1-14.
104. Woodwell, G.M., Whitney, D.E., Hall, C.A.S., Woughton, R.A., 1977. The Flax Pond ecosystem study: exchanges of carbon in water between a salt marsh and Long Island Sound. Limnology and Oceanography 22(5): 833-838.
105. Zijlstra, J.J., 1972. On the importance of the Wadden Sea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. Proc. Symp. Roy. Soc. London 29: 233-258.
106. Zirschky, J., Reed, S.C., 1988. The use of duckweed for wastewater treatment. J. of Wat. Poll. Cont. Fed. 60: 1253-1258.