

## Moerasvogels op peil. Deelrapport 1: Peilen op Riet

Het onderzoek is gefinancierd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. De vraagarticulatie heeft plaatsgevonden in overleg met Vogelbescherming Nederland.

## **Moerasvogels op peil. Deelrapport 1: Peilen op Riet**

**Literatuurstudie naar de sturende processen en factoren voor de achteruitgang en herstel van jonge verlandingspopulaties van Riet (*Phragmites australis*) in laagveenmoerassen en rivierkleigebieden.**

**J.D.M. Belgers  
G.H.P. Arts**

**Alterra-rapport 828.1**

**Alterra, Wageningen, 2003**

## REFERAAT

Belgrs, J.D.M. & G.H.P. Arts, 2003. *Moerasvogels op peil. Deelrapport 1: Peilen op Riet. Literatuurstudie naar de sturende processen en factoren voor de achteruitgang en herstel van jonge verlandingspopulaties van Riet (Phragmites australis) in laagveenmoerassen en rivierkleigebieden.* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 828.1. 74 blz.; .10 fig.; 3 tab.; 82 ref.

Dit rapport beschrijft de resultaten van een literatuurstudie naar processen en factoren die een rol spelen bij de achteruitgang en het herstel van waterriet. In de literatuur bestaat consensus dat een niet-natuurlijk peilbeheer mede verantwoordelijk is voor het verdwijnen van waterriet. Tevens dragen de indirecte effecten van eutrofiëring hieraan bij. Een niet-natuurlijk peilregime zet een aantal negatieve processen in gang. Deze processen leiden op den duur tot degeneratie van waterriet. Herstel moet in laagveengebieden gezocht worden in het instellen van een meer natuurlijk peilregime in combinatie met het tegengaan van eutrofiëring, het verwijderen van opgehoopt organisch materiaal en eventueel de herintroductie van Riet. In rivierkleigebieden zijn inrichtingsmaatregelen nodig om het voorkomen van waterriet te bevorderen. Aanbevolen wordt om bij de uitvoering van herstelprojecten meer aandacht te geven aan waterriet en tevens maatregelen mee te nemen die hierop een positieve uitwerking hebben.

Trefwoorden: begrazing, eutrofiëring, genetische verarming, golfbelasting, herstelmaatregelen, laagveenmoerassen, natuurlijke dynamiek, ophoping van organisch materiaal, peilbeheer, processen, rivierkleigebieden, successie, verlanding, waterriet.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €22,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 828.1. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra  
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

## **Inhoud**

|   |    |
|---|----|
| Woord vooraf  | 7  |
| Samenvatting  | 9  |
| 1 Inleiding   | 13 |
| 1.1 Inleiding tot onderzoek   | 13 |
| 1.2 Waterriet   | 14 |
| 1.3 Verlanding  | 17 |
| 2 Processen   | 19 |
| 2.1 Peildynamiek  | 19 |
| 2.2 Waterkolom  | 20 |
| 2.2.1 Eutrofiëring  | 20 |
| 2.2.2 Atmosferische depositie   | 21 |
| 2.2.3 Interne eutrofiëring.   | 21 |
| 2.2.4 Eutrofiëring en de vitaliteit van Riet  | 22 |
| 2.3 Bodem   | 24 |
| 2.3.1 Ophoping van organisch materiaal  | 24 |
| 2.3.2 Afbraak van organisch materiaal   | 26 |
| 2.3.3 Vorming van toxische zuren in de bodem  | 28 |
| 2.3.5 Methanogenese en methaanoxidatie  | 30 |
| 2.3.6 Kieming, vestiging en klonale uitbreiding van jonge rietplanten                           | 32 |
| 2.4 Plant   | 36 |
| 2.4.1 Interne zuurstofhuishouding   | 36 |
| 3 Factoren  | 39 |
| 3.1 Genetische diversiteit van Riet-populaties  | 39 |
| 3.2 Begrazing   | 40 |
| 3.3 Wind en golfslag  | 41 |
| 4 Verschillen tussen processen in laagveen- en rivierkleigebieden                               | 43 |
| 5 Kansen voor vitale populaties van waterriet   | 47 |
| 6 Conclusies  | 53 |
| Verklarende woordenlijst  | 57 |
| Literatuur  | 61 |
| <br>  |    |
| <b>Bijlagen</b>   |    |
| 1 Successie van vegetatie in zoete laagveengebieden   | 69 |
| 2 Successie van vegetatie in riviergebieden.  | 71 |
| 3 Vertaaltabel voor gehanteerde termen voor vegetatietypen in zoete laagveen- en riviergebieden | 73 |



## Woord vooraf

Domphoren, Rommeldoes en Butoor: het zijn volksnamen voor de Roerdomp, die stammen uit een tijd dat deze soort nog een algemene verschijning was in ons moerasrijke delta, waar Nederland voor een groot deel uit bestond. Er blijkt uit dat de plaatselijke bevolking uitstekend op de hoogte was van het bestaan van deze intrigerende vogel. Onze voorvaders waren destijds voor het merendeel werkzaam in de landbouw en visserij. Zij voeren in bootjes op weg naar het vaarland, waar de koeien in mei pas geweid konden worden. Zij maaiden riet, kapten elzen voor brandhout, staken turf om het te laten drogen op legakkers, visten in het heldere water op paling. Een regelmatige ontmoeting met roerdompen kon niet uitblijven.

Met de ontginning van grote moerassen, de eutrofiëring van het water en de vergaande inperking van de natuurlijke dynamiek, is de situatie voor veel moerasvogels, ooit zo kenmerkend voor ons land, penibel geworden. Veel ervan, waaronder de Roerdomp, staan inmiddels op de Rode Lijst. Het Beschermingsplan Moerasvogels van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit beoogt de achteruitgang van dertien aandachtsoorten moerasvogels te stoppen en streeft de duurzame aanwezigheid van gezonde populaties na. Met de coördinatie van dit plan geeft Vogelbescherming Nederland hier handen en voeten aan. Een belangrijk knelpunt in de bescherming van moerasvogels blijkt de leemte in kennis over de factoren die deze achteruitgang veroorzaken en hoe optimaal beheer voor moerasvogels gestalte moet krijgen. Het belang van beheer voor bescherming van moerasvogels is enorm groot, vandaar dat de Dienst Wetenschap en Kennis van het Ministerie van LNV dit onderzoek in het kader van het soortenbeleid mogelijk heeft gemaakt.

Met het uitbrengen van de ze rapportage hebben de onderzoekers van Alterra een flinke slag geslagen in het opvullen van de kennisleemtes. De informatie in de rapportage die nu voor u ligt zal ongetwijfeld zijn weg vinden naar een ieder die op een of andere manier betrokken is bij het beheer van moeras in Nederland. In die zin is deze vooral van belang voor medewerkers van de terreinbeherende organisaties en waterschappen in Nederland. Maar ook vakbroeders als ornithologen, botanici en aquatisch ecologen zullen met interesse deze rapportage lezen.

Een felicitatie aan allen die aan de totstandkoming van deze publicatie hebben meegewerkt is hierbij op zijn plaats. Het is onder hoge tijdsdruk tot stand gekomen, maar de kwaliteit heeft hier niet onder geleden. Vogelbescherming Nederland zal niet nalaten om de informatie en de inzichten uit deze rapportage ook de komende tijd onder de aandacht te brengen en blijvend uit te dragen.

Ruud van Beusekom  
Vogelbescherming Nederland



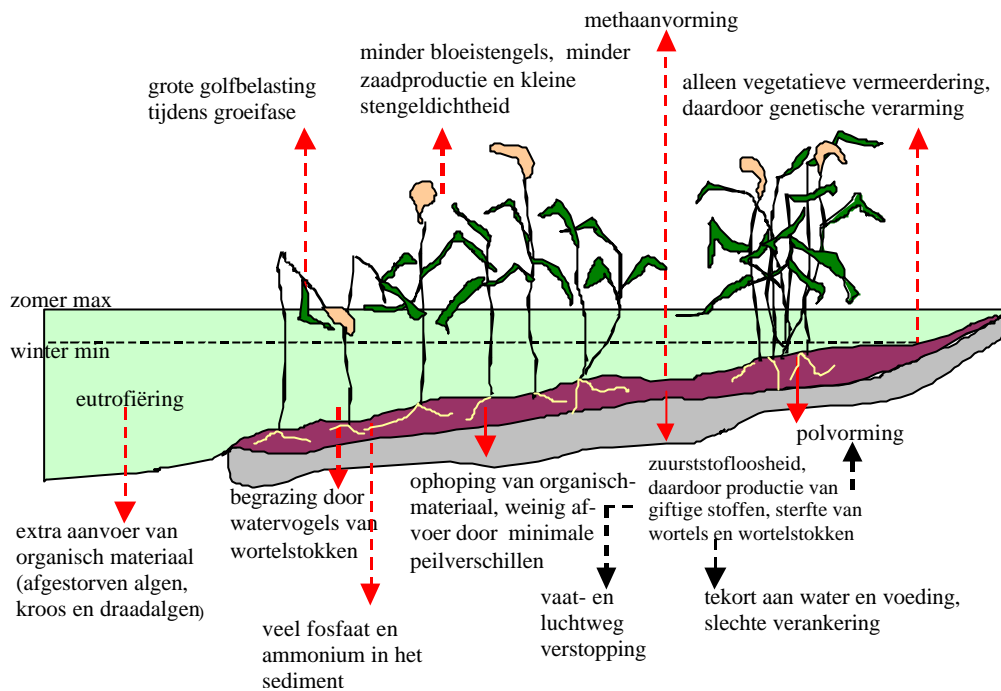


## Samenvatting

Gedurende de laatste 50 jaar is er in Noord en Centraal Europa sprake van grote sterfte van waterriet. Onder waterriet verstaan we rietplanten die met de voeten in het water staan en niet in een strooisel- of moslaag (zoals in een Koekoeksbloemrietland of Veenmosrietland), òf in minstens 1 meter diep water. In het laatste geval spreken we over de buitenste, wellicht niet aaneengesloten rietzone. Brede kragen van waterriet langs meren en moerassen blijken van direct belang voor vogels, vissen, als oeverbescherming en op den duur, door de productie van grote hoeveelheden organisch materiaal en het invangen van slib, voor verdergaande verlanding.

Sinds de 20<sup>e</sup> eeuw is er in de meeste moerasgebieden geen sprake meer van een natuurlijk peilverloop. Vanwege de landbouw hanteert men veelal een omgekeerd peilniveau, waarin 's winters het peil laag staat en 's zomers hoog, of men hanteert een stabiel waterniveau waarbij het niveau in de zomer weinig afwijkt van het niveau in de winter. Bij een niet-natuurlijk peilregime vinden processen plaats die mede verantwoordelijk worden geacht voor de degeneratie van waterriet en de stagnatie van verlandingsprocessen.

Figuur 1 geeft de belangrijkste processen en factoren die in de onderzochte literatuur verantwoordelijk worden geacht voor de achteruitgang van waterriet. Figuur 2 geeft de processen die sturend zijn voor de groei van vitaal waterriet. Riet wordt aangetroffen in zowel mesotrofe als in eutrofe milieu's. Als gevolg van eutrofiëring wordt echter meer dood organisch materiaal aangevoerd zoals afgestorven algen, kroos en draadwieren. Dit heeft weer gevolgen voor de mate van ophoping en afbraak van het organisch materiaal tussen de rietstengels. Door een niet-natuurlijk peilbeheer (figuur 1) treedt geen droogval op hetgeen leidt tot zuurstofloosheid van de littorale zone. Dit zet anaërobe processen in gang die uiteindelijk vergiftiging (vorming van sulfiden en zuren bij anaërobe afbraak van organisch materiaal) van de wortels en wortelstokken tot gevolg hebben. Het rietbestand zal hierdoor degenereren. Er treedt polvorming op, er worden minder bloeistengels en zaad geproduceerd en de stengeldichtheid is laag. Een niet-natuurlijk peil geeft tevens een grotere golfbelasting wat uiteindelijk kan leiden tot stengelbreuk en/of bodemerosie. De afwezigheid van drooggevallen littorale zones leidt ertoe dat er geen kieming van rietzaad plaats vindt, hetgeen leidt tot monoklonale rietbestanden die genetisch verarmd zijn. Deze bestanden zijn veel gevoeliger voor stress dan genetisch rijke (polyklonale) rietbestanden.



Figuur 1 Processen en factoren die verantwoordelijk zijn voor de degeneratie van waterrietbestanden onder een niet-natuurlijk peilregime.

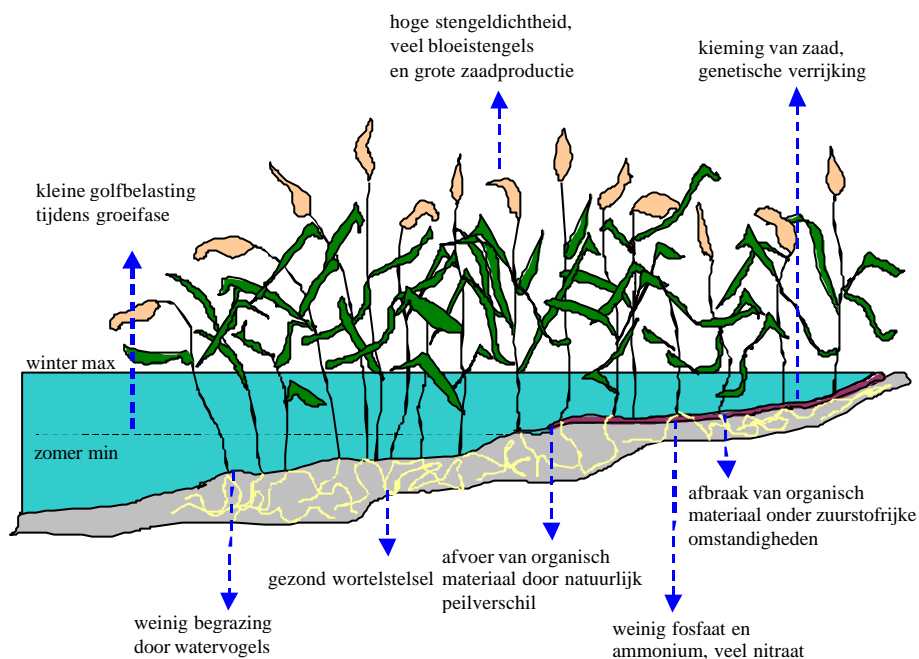
Een omgekeerd peilbeheer geeft tevens watervogels de kans om in de winterperiode, wanneer de waterstanden laag zijn, wortelstokken op te graven. Deze begrazing kan grote invloed hebben op de grootte van het rietbestand.

Figuur 2 geeft een vitaal bestand van waterriet weer in een omgeving met een natuurlijk peilbeheer, 's zomers laag (zomer min) en 's winters hoog (winter max). Tijdens een periode van droogval zal het opgehoopte organisch materiaal onder zuurstofrijke omstandigheden afgebroken worden. Hierbij komen geen giftige stoffen vrij. De ondergrondse delen blijven vitaal, hetgeen resulteert in een grotere dichtheid aan stengels, meer bloeistengels en meer zaad. Het peilverschil leidt tevens tot afvoer van drijvend en zwevend organisch materiaal dat zich tussen de stengels heeft opgehoopt.

Ook geeft een hoog winterpeil watervogels niet de gelegenheid tot het opgraven van wortelstokken. Een belangrijk positief effect van droogval is de kans op kieming van Riet. Er vindt hier dus genetische verrijking plaats. Een grote genetische diversiteit van rietbestanden is van belang als het gaat om de stressbestendigheid van populaties voor veranderde milieuomstandigheden.

Het instellen van een natuurlijk peilbeheer om een degenererend rietbestand te redden zal niet altijd succesvol zijn. De hoeveelheid opgehoopt organisch materiaal kan zo groot zijn, dat een natuurlijke afbraak jaren kan duren. Afgraven of plaggen kan dan uitkomst bieden. De populatie kan tevens zo genetisch verarmd zijn dat aanvoer van wortelstokken of zaad uit populaties van vergelijkbare habitats raadzaam is. Belangrijk hierbij is te weten wat de toestand en historie van het water zijn. Zijn er de afgelopen jaren bijvoorbeeld milieuveranderingen opgetreden, en men verwacht

geen verdere verandering in de toekomst, dan is het belangrijk om zaad of wortelstokken te verzamelen uit een gelijksoortig milieu. Voor kieming en vegetatieve vermeerdering is het belangrijk dat de omstandigheden optimaal zijn. Een goede zaadbank en/of de aanwezigheid van restpopulaties zijn belangrijk voor het slagingspercentage. De vereiste frequentie van droogval is moeilijk in te schatten en ligt vermoedelijk in de orde van eens in de 3-10 jaar.



*Figuur 2 Processen en factoren die verantwoordelijk zijn voor het herstel van waterrietbestanden onder een natuurlijk peilregime.*

Grote arealen rietmoerassen komen momenteel in het buitendijkse deel van het rivierengebied niet voor. Dit heeft waarschijnlijk meer te maken met de exploitatie en inrichting van het gebied dan met eventuele beperkingen die gekoppeld zijn aan hoog water. In rivierkleigebieden vormt de inrichting van buitendijkse gebieden langs de grote rivieren als moerassen een goede mogelijkheid om het areaal aan rietmoeras in Nederland uit te breiden. De frequentie van extreme afvoerpieken gedurende het groeiseizoen is momenteel zo laag dat de meeste helofytenbestanden hier op langere termijn geen grote nadelige gevolgen van ondervinden. Rietmoerassen zullen in het rivierengebied na genomen inrichtingsmaatregelen mogelijk verschijnen op die plaatsen die matig dynamisch zijn. Het afgraven van steile randen in rivierbegeleidende wateren naar een meer geleidelijk verlopende oevergradiënt zal het voorkomen en de uitbreiding van Riet in deze wateren mogelijk positief beïnvloeden.



# 1 Inleiding

## 1.1 Inleiding tot onderzoek

Riet (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Streudel) is een van de meest dominante planten van moerasgebieden. Gedurende de laatste 50 jaar is er in Noord en Centraal Europa echter sprake van een grote sterfte van voornamelijk waterriet. (Hartog et al., 1989; Ostendorp, 1989; Graveland en Coops, 1997). De afname in Europa heeft grote gevolgen voor het functioneren van rietgordels in meren en plassen. Brede kragen van waterriet langs meren en moerassen blijken van direct belang voor vogels (den Boer, 1999; Graveland, 1999), vissen (Nagelkerke et al., 1999), als oeverbescherming (Coops, 1999) en op den duur, door de productie van grote hoeveelheden organisch materiaal en het invangen van slib, voor verdergaande verlandingsstadien (Weeda et al., 1994). Door de verdwijning van het waterriet uit meren en plassen is er nu vaak sprake van een abrupte overgang van water naar vooral verrijgd, soortenarm landriet.

In het beschermingsplan moerasvogels 2000-2004 (den Boer, 2000) wordt aangegeven dat het verdwijnen van waterriet grote gevolgen heeft voor elf van de dertien vogels die als aandachtsoorten zijn aangewezen. Vegetatietypen die in de huidige situatie veel meer voorkomen, waaronder vochtig tot droog rietland, verrijgd rietland en vegetaties met boomopslag en struiken, zijn voor deze aandachtsoorten van aanzienlijk minder belang (Noordhuis en Zwarts, 2002).

Uit een inventarisatie door Graveland (1999) blijkt dat er grote verschillen zijn in het aandeel waterriet tussen bijvoorbeeld de randmeren en laagveenmoerassen. In laagveenmoerassen en riviergebieden komt nog weinig, en in de randmeren vrij veel waterriet voor. Het grootste aandeel waterriet komt voor in de Oost-vaarderplassen. Het verschil in de hoeveelheid waterriet kan hoogstwaarschijnlijk toegeschreven worden aan het verschil in ouderdom van de gebieden. Veel laagveenmoerassen zijn eeuwen geleden ontstaan door vervening. Sinds decennia is de vervening tot stilstand gekomen. Grote gebieden waar voorheen waterriet voorkwam zijn nu verland en in een climaxstadium gekomen. In de Wieden is nu nog ruim 1200 ha rietland aanwezig, waarvan slechts een zeer klein deel waterriet. In vergelijking met de jaren vijftig van de vorige eeuw is die 1200 ha rietland echter ook al weinig. Toen behoorde een zeer groot deel van de huidige oppervlakte moerasbos (2000 ha) nog tot de diverse verlandingsstadien (Loff et al., 1999). Als belangrijkste bijkomende reden voor de relatief grote hoeveelheid waterriet in de randmeren geeft Graveland (1999) de sterkere peildynamiek en stroming in de randmeren ten opzichte van laagveenmoerassen.

De afgelopen 10 jaar is er in Europees verband onderzoek gedaan naar de oorzaak van de achteruitgang van waterriet. Voor de start van dit grootschalig onderzoek (EUREED I en II, van der Putten, 1997; thema nummer Aquatic Botany: 64, 179-410, 1999 en thema nummer Aquatic Botany 69, 87-370, 2001) werden onder andere

overbemesting en de structurele peilverhoging aangewezen als mogelijke boosdoeners. Nu, na 10 jaar onderzoek door vele onderzoekers in vele Europese landen, blijken de processen die optreden in de waterbodem van stervende en vitale rietpopulaties van groot belang. Overbemesting en structurele peilverhoging spelen hierbij inderdaad een cruciale rol. In dit rapport wordt ingegaan op de belangrijkste processen en factoren die mogelijk iets te maken hebben met de achteruitgang van waterriet en op die processen die sturend zijn voor de groei van vitaal waterriet in laagveen- en rivierkleigebieden in Nederland. Het benedenrivierengebied met zijn zoetwatergetijdenmoerassen valt buiten het kader van deze studie. Het begrijpen en in kaart brengen van deze processen is van belang voor het behoud en de eventuele herintroductie en het herstel van waterriet in ons waterrijk land.

## 1.2 Waterriet

Waar spreken we over als we het hebben over 'waterriet'? Volgens Weeda (pers. med.) wordt met de term waterriet geen syntaxonomische eenheid bedoeld. Het kan gezien worden als een structurelement binnen de Riet-associatie. Het valt, syntaxonomisch gezien, volgens Schaminée et al (1995) binnen de Riet-associatie (*Typho-Phragmitetum*). In oude rietbegroeiingen worden door Clevering (1999) drie stadia onderscheiden A: waterriet voorkomend in dieper water (tot ca 1 m) op relatief matig gereduceerde bodem B: overgangsriet voorkomend in ondiep water op sterk reducerende bodem en C: landriet voorkomend op geoxideerde bodem (zie fig. 3). Volgens Weeda (pers. med.) staat waterriet met de voet in het water en niet in een strooisel- of moslaag (zoals in Koekoeksbloem-rietland en Veenmosrietland). Volgens een andere definitie is waterriet beperkt tot water dat minstens een meter diep is (dan word de buitenste, vaak niet aaneengesloten zone van de rietgordel bedoeld). De overgang van overgangsriet naar diep waterriet (dieper dan 1 meter) is voor verschillende rietvogels belangrijk, zelfs essentieel. Bij een natuurlijk peilregime zal bij een gemiddelde zomer het diep waterriet niet droogvallen. De nesten van bepaalde rietvogels in dit waterriet zullen daardoor niet het gevaar lopen om door grondpredatoren leeggeroofd te worden.

Zowel naar aantal locaties (vanaf 1975:870 atlasblokken) als naar ingenomen oppervlakte gerekend is het *Typho-Phragmitetum* ondanks alle bedreigingen verreweg de algemeenste van de gemeenschappen waarin Riet dominant aanwezig is en nog steeds de meest voorkomende moeras- en oevergemeenschap van ons land (Weeda et al., 2000). De volgende passage, over de ecologie van het *Typho-Phragmitetum* is in zijn geheel ontleend aan Schaminée et al (1995) *Het Typho-Phragmitetum komt voor in mesotroof tot eutroof, zoet tot zwak mesohalien water. De waterdiepte varieert van 0,5 m tot maximaal 3 m. De vegetatie wortelt in minerale of venige bodem die meestal bedekt is met een dikke, weke sapropeliumlaag. De associatie kent haar optimale ontwikkeling in laagveenplassen, in oude rivierarmen en langs binnen en buitendijkse wielen, op plaatsen waar weinig of geen stroming, bemesting, vervuiling en beweiding optreden. Verder groeit de gemeenschap in en aan een verscheidenheid van andere 'stille wateren', zoals poelen, kanalen, vijvers, sloten en natte terreindepressies.*

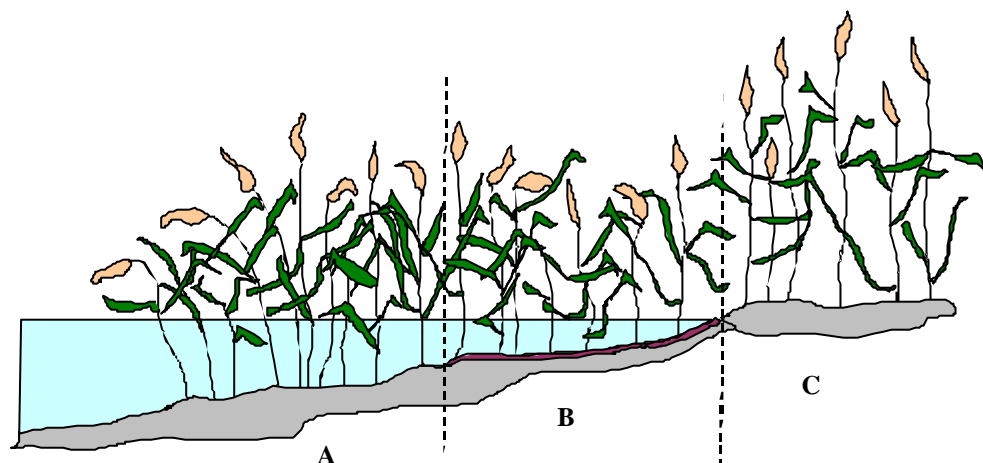
Binnen de Riet-associatie worden vier sub-associaties onderscheiden.

**a. *typhetosum angustifolia*.** Deze sub-associatie wordt gekenmerkt door de dominantie van Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*). Deze subassociatie groeit op plaatsen, 0,5-1,5 meter diep, die bedekt zijn met een dikke laag sapropelium. In de zonering gaat het *typhetosum angustifolia*, vooral dankzij het vermogen van de Kleine lisdodde om onderwater te kiemen (Weeda et al., 1994), vooraf aan andere sub-associaties van de Riet-associatie.

**b. *calthetosum*** Komt vooral voor op dagelijks overstromde plaatsen in kommen achter de oeverwallen in het zoetwatergetijdengebied. Deze sub-associatie is vooral van belang voor de riettelers. Mede door het aanbrengen van begreppeling wordt Riet bevoordeeld ten opzichte van Kleine lisdodde.

**c. *typicum*** Meest soortenarme sub-associatie vanwege het verdwijnen van soorten van open water (soorten uit de *Potametea*) en de afwezigheid van soorten van verdere verlandingsstadia.

**d. *thelypteridetosum*** Een zoutmijdende sub-associatie, meestal voorkomend op drijftillen en in smalle stroken aan de rand van petgaten en veenplassen, vooral op die plaatsen waar spraken is van voedselverrijking door bijvoorbeeld accumulatie van drijvend organisch materiaal. De sub-associatie wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van Moerasvaren (*Thelypteris palustris*).



Figuur 3 Voorstelling van de ruimtelijke stadia in een rietbegroeiing A: waterriet in minstens 1 meter diep water op matig gereduceerde bodem. B: overgangsriet in ondiep water op sterk gereduceerde bodem en C: landriet op geoxideerde bodem

Binnen de laatste drie sub-associaties is Riet de bepalende factor. Weeda et al (1994) geven een uitgebreide beschrijving van Riet (*Phragmites australis*). Hier volgt een beknopte samenvatting: Riet is een hoge tot zeer hoge overblijvende plant. Het is een nazomerbloeier met dikke holle wortelstokken die deels kruipend en deels diep doordringend zijn. Vaak zijn er ook zeer forse, meterslange uitlopers aanwezig. De delen die zich onder water bevinden worden via een ventilatiesysteem van zuurstof voorzien. Hiervoor bevinden zich grote centrale holten in de geledingen en luchtkanalen in de wand van de stengels en wortelstokken. Vòòr de winter sterven de bovengrondse delen af. De dode halmen kunnen meer dan twee jaar blijven staan (overjarig Riet). Voor de zuurstofvoorziening zijn de dode halmen essentieel. Laag

afgesneden of verbrand Riet kan een stijging van het wateroppervlak niet verdragen en zal uiteindelijk de verdrinkingsdood sterven.

Binnen de Riet-associatie is ook Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) niet te verwaarlozen. Zij is een pionier van de verlanding in stilstaand of langzaam stromend water tot een diepte van anderhalve meter (Weeda et al., 1994). Kleine lisdodde groeit in basisch tot zwak zuur, matig tot zeer voedselrijk water. Zij komt voor op allerlei grondsoorten, meestal op plekken waar de bodem bedekt is met een dikke laag sapropelium. Kleine lisdodde behoort tot de eerste verlanders. Volgens Weeda et al (1994) geldt in veel opzichten dat de plaats van Kleine lisdodde in de vegetatie voor een belangrijk deel bepaald en beperkt wordt door de vitaliteit van haar metgezel en rivaal Riet (*Phragmites australis*). Geen andere helofyt vergezelt Riet over zo'n traject van de vegetatieontwikkeling als Kleine lisdodde.

Volgens Remmelzwaal et al (1999) vermindert de kans op overleven van Kleine lisdodde bij een combinatie van begrazing door watervogels en concurrentie met Riet.

Van der Putten (1997) geeft een overzicht van de ecologische parameters die gemeten/bepaald zijn bij niet vitale (Die-back) en vitale waterrietpopulaties (Tabel 1). We kunnen hieruit concluderen dat niet vitale rietpopulaties een lagere stengeldichtheid, stengeldrooggewicht, bladoppervlak, aantal bloeiende aren en aantal levende rhizomen hebben. Ook is er een hogere knopsterfte en blijkt de wortelstructuur sterk aangetast.

Concluderend kan gesteld worden dat waterriet, waarover gesproken wordt in dit rapport, zowel overgangsriet als diep waterriet omvat.

Tabel 1 Ecologische parameters die vitale en niet vitale rietvegetaties indiceren (naar van der Putten, 1997).

|  | vitaal bestand  | aangetast bestand  |
|--|---|--|
| Vegetatieve data   |   |  |
| Stengeldichtheid (N m <sup>-2</sup> )                      | 114-193   | laag +/- <100 of polvormig   |
| Stengeldrooggewicht (g m <sup>-2</sup> )                   | 16-30   | 10-20  |
| Bladoppervlak index (m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup> )      | 4,5-6,0   | 2,7-4,5  |
| Jaarlijks gem oppervlak blad per scheut (cm <sup>2</sup> ) | 280-330   | 170-190  |
| Max bladoppervlak per dag                                  | 210   | 180  |
| Max biomassa per dag                                       | 230-260   | 220-240  |
| Bloeiperiode   | vertraagd   |  |
| Aantal bloeiende aren (N m <sup>-2</sup> )                 | 3-34  | 0-13   |
| Rhizomen: % levend/totaal                                  | 50-60%  | 30%  |
| Knopsterfte  | laag  | hoog   |
| Wortelstructuur  | diep groeiende wortels, met veel zijwortels en een groot totaal oppervlak t | ondiep, geen zijwortels, wortels met dode groeitoppen, weinig vertakt, klein oppervlak |



### 1.3 Verlanding

Verlanding wordt gedefinieerd als: overgang van een aquatische fase (bijv. van een petgat) naar een terrestrische, door vorming van drijftillen, kraggen of door uitbreiding van de helofytenzone (Lamers et al., 2001). Verlanding is het werk van oeverplanten; waterplanten spelen in dit proces hoogstens een ondergeschikte rol (Weeda et al., 1994). Van Leerdam (1992) geeft echter aan dat de verlanding van petgaten in laagveengebieden begint met de groei van waterplanten, waardoor de bodem organisch materiaal accumuleert en er uiteindelijk een dikke laag rottingslib (sapropelium) ontstaat. Wanneer deze laag dicht genoeg onder het wateroppervlak komt kunnen er zich helofyten vestigen.

Waterrietvegetaties zijn een belangrijke schakel in de verlanding. Door de grote productie van organisch materiaal en de invang van slib tussen dit materiaal ontstaat er na enkele jaren een verlandingszone. Deze verlandingszone is een belangrijke schakel in de successiereeks. Het stagneren van nieuwe verlanding, via Riet, heeft tot gevolg dat de opvolging van waterriet naar een volgend stadium, bijvoorbeeld naar rietruigten of broekbos, tot stilstand kan komen (zie bijlagen 1-3; bijlage 3 geeft een vertaaltabel van vegetatietypen, waarin de termen die gebruikt worden in dit en andere rapporten van het Moerasvogelproject vertaald kunnen worden naar Nederlandse en wetenschappelijke benamingen). Het *Typho-Phragmitetum* wordt in zoetwatergebieden meestal voorafgegaan door het *Scirpetum lacustris* (Mattenbies-associatie). Mattenbies is, net als Kleine lisdodde, in staat om onder water te kiemen en wordt gezien als de eerste verlander. Kleine eenheden van Mattenbies breken de golfslag. Het leidt echter niet tot een hecht aaneengesloten verlandingsvegetatie. Volgens Weeda et al (1994) voelt de pionier Mattenbies zich niet thuis in gesloten begroeiingen en zal daarom snel uit de successie verdwijnen. Kleine lisdodde, als tweede verlandingspionier kan het wat langer volhouden te midden van andere planten. Riet ontpopt zich als derde verlandingspionier en kan worden aangetroffen in een groot deel van de verlandingsreeks. Riet kan zich na enige tijd ook vestigen op kleine driftillen welke zijn ontstaan door Krabbescheer (*Stratiotes aloides*), Waterscheerling (*Cicuta virosa*), Hoge cyperzegge (*Carex pseudocyperus*) en Pluimzegge (*Carex paniculata*). Hoewel er volgens Lamers et al (2001) waarnemingen zijn van vestiging van helofyten op dergelijke drijftillen, is volgens deze auteurs de relatieve bijdrage van drijftilverlanding aan de verlandingsprocessen niet bekend.

In brakwatermoerassen verloopt de verlanding, vooral in de beginfase, anders. Als pioniers treden hier Ruwe bies (*Scirpus tabernaemontani*) en Kleine lisdodde op, waartussen zich vervolgens Riet vestigt. In dit stadium houden Ruwe bies en Kleine lisdodde het nog geruime tijd uit. Een groot verschil met zoete laagveenmoerassen is dat er in brakke laagveenmoerassen geen verlanding optreedt via drijftilvorming. De eerste vormer van kleine drijftillen, Krabbescheer, is zoutmijdend (Schaminée et al 1995). In petgaten met een steil talud, in zowel zoet als brak milieu, kan zich ook een drijvende kragge ontwikkelen vanuit de oever wortelende helofytenzoom. Een dergelijke kragge is veelal minstens 20 cm dik en heeft, met name bij maaibeheer, voldoende draagvermogen om betreding mogelijk te maken. Het lijkt hierbij belangrijk dat er in ieder geval een minimale randzone is van geringe diepte, waarin

de vegetatie zich kan verankeren. De ophoping van veen uit afgestorven macrofyten kan hierbij helpen (Lamers et al., 2001). Ophoping van slib dient echter niet verward te worden met ophoping van veen. Ophoping van fijn, gemakkelijk opwervelbaar slib werkt nadelig in op de successie.

Volgens Van Leerdam et al (1992) hebben zoete en brakke verlandingsgemeenschappen in laagveengebieden (mesotroof en eutroof) onder natuurlijke omstandigheden een levensduur van 15 jaar.

In de uiterwaarden van de grote rivieren staat Riet in hoofdzaak op relatief rustige plaatsen, die niet sterk aan de stroom zijn blootgesteld (Weeda et al., 1994). Op dynamische plaatsen in de uiterwaarden wordt de vegetatiesuccessie door de waterdynamiek veelal tegengewerkt of zelfs teruggezet.

De successie in laagdynamische delen van de uiterwaarden (bijvoorbeeld in een ingedijkte strang) zal niet veel anders verlopen dan in een laagveenmoeras: per slot van rekening zijn de gebieden met laagveenplassen restanten van rivier-mondingsmoerassen (Weeda, pers. med.). Zonder beheer gaat in matig dynamische riviergebieden de Mattenbies-associatie vooraf aan de Riet-associatie. Deze wordt in de tijd weer opgevolgd door Wilgenbroekbossen (*Salicion albae*) (zie bijlagen).

## 2 Processen

### 2.1 Peildynamiek

Sinds de laatste eeuw is er in de meeste moerasgebieden geen sprake meer van een natuurlijk peilverloop. Men hanteert veelal, vanwege de landbouw, een omgekeerd peilniveau waarin 's winters het peil laag staat en 's zomers hoog of men hanteert een stabiel waterniveau waarbij het niveau in de zomer weinig afwijkt van het niveau in de winter. Deze onnatuurlijke situatie zorgt, in het eerste geval, in de winter voor een versnelde afvoer van het overtollig water en in de zomer voor de compensatie van het ontstane watertekort. Om een hoog zomerpeil te verkrijgen wordt vaak gebruik gemaakt van gebiedsvreemd water. De Rijn is een van de belangrijkste bronnen als het gaat over de inlaat van gebiedsvreemd water in laagveenmoerassen. Op vrijwel alle locaties in Nederland waar laagveenwateren voorkomen, wordt het waterpeil sterk gemanipuleerd (Lamers et al., 2001). Veel helofytensoorten, waaronder riet, hebben een natuurlijk peilniveau nodig voor hun voortbestaan (Vermaat, 2002; Clevering, 1999). Bij een niet-natuurlijk peilniveau vinden processen plaats die mede verantwoordelijk worden geacht voor de stagnatie en degeneratie van waterriet (populaties) (Clevering, 1999; van der Putten, 1997). Ook de interactie van eutrofiëring en peilbeheer speelt een belangrijke rol (van der Putten, 1997). De mogelijke processen en factoren die een rol spelen bij de stagnatie en degeneratie van waterriet worden in de volgende paragrafen beschreven. In tabel 2 wordt een indeling gegeven van de processen naar het compartiment waarin deze processen zich afspelen.

Tabel 2 Compartimenten, processen en factoren die een rol spelen bij de vitaliteit van jonge rietpopulaties

| <i>Compartiment</i> | <i>processen</i>  |
|---------------------|---|
| Waterkolom          | Interne en externe eutrofiëring   |
| Sediment            | Ophoping van organisch materiaal<br>Afbraak van organisch materiaal, aëroob of anaëroob<br>Vorming van toxische zuren en sulfiden in de bodem<br>Methanogenese en methaanoxidatie<br>Kieming en vestiging van kiemplanten (generatieve vermeerdering) |
| Plant               | Interne eutrofiëring<br>Interne zuurstofhuishouding   |
|                     | <i>Factoren</i><br>Genetische diversiteit van riet-populaties<br>Begrazing door vee en ganzen<br>Wind en golfslag   |

## 2.2 Waterkolom

### 2.2.1 Eutrofiëring

Volgens van Leerdam et al (1992) kan water een moerasgebied bereiken als neerslag, kwel of suppletie uit een rivier of boezem. Het water verlaat het systeem weer via verdamping, wegzijging en (natuurlijke) drainage of (kunstmatige) uitslag naar een rivier of boezem. De voedselrijkdom van het water is van essentieel belang voor het type moeras en voor de snelheid van de verlanding. In eutroof (voedselrijk) water is de productie hoger en verloopt de verlanding sneller dan in mesotroofwater (i.e. grondwaterachtig water dat arm aan nutriënten). In eutrofe milieus zijn ook andere plantensoorten betrokken, bij de verlanding, dan in mesotrofe, (zie bijlage 1).

De trofiegraad van laagveensystemen kan ingedeeld worden in a: matig voedselrijk (mesotroof) b: voedselrijk (eutroof) en c: zeer voedselrijk (hypertroof) (Roelofs & Bloemendaal, 1988(a); Lamers et al., 2001).

#### ***Matig voedselrijk water (mesotroof):***

De gemiddelde concentratie ortho-fosfaat ligt tussen 0.6 en 2.0  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . Fosfor (P) is hier limiterend. Het anorganisch stikstof (nitraat plus ammonium) is niet limiterend,  $>10 \mu\text{mol L}^{-1}$ :  $> 0.14 \text{ mg N L}^{-1}$ . Ook het anorganisch koolstof (C) is niet limiterend ( $>100 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Deze wateren komen vooral voor in gebieden met toevoer van bicarbonaatrijk grondwater (kwel).

#### ***Voedselrijk water (eutroof):***

Anorganisch C en anorganisch stikstof zijn hier niet limiterend. P en/of licht wel. De gemiddelde concentratie van fosfaat in de waterlaag ligt hoger dan 4  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . Bij een eventuele toename van de fosfaatbeschikbaarheid in de waterlaag verschuift de groeistrategie, van waterplanten, naar horizontale groeivormen, waarmee de wortelende waterplanten meer licht kunnen invangen in het over het algemeen door planktongroei troebele water. Het aandeel niet-wortelende planten neemt sterk toe. Eutrofe laagveenwateren komen voor op locaties waar vooral oppervlaktewater van goede kwaliteit wordt aangevoerd. Mesotrofe wateren kunnen eutroof worden door instroom van nutriënten door agrarische activiteit in de onmiddellijke omgeving, of door verhoogde mobilisatie van nutriënten uit de bodem door interne eutrofiëring (zie 2.2.3)

#### ***Zeer voedselrijkwater (hypertroof):***

P is hier niet langer meer limiterend. De gemiddelde concentratie aan fosfor (P) in de waterlaag ligt hoger dan 10  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . Ook koolstof is niet limiterend. Hier treedt stikstof beperking op, en kunnen alleen drijvende planten als Lemniden, Grote kroosvaren en algen groeien. Deze wateren kunnen overal voorkomen waar extra nutriënten, afkomstig uit de landbouw, worden aangevoerd via gebiedsvreemdwater. Tevens speelt het proces van interne eutrofiëring hier vaak een grote rol.

### **2.2.2 Atmosferische depositie**

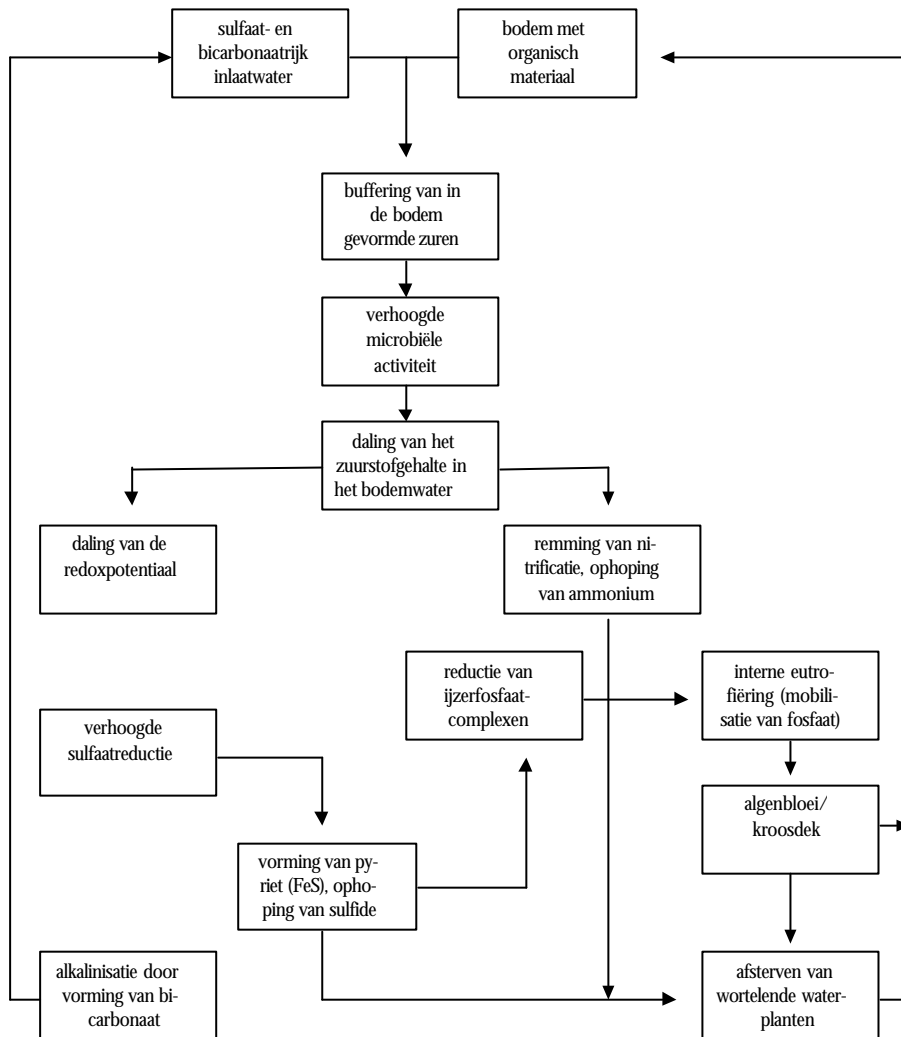
Ook via de atmosfeer komt veel stikstof in het water terecht. Het gaat hier vooral om ammoniak dat uit veestallen en met drijfmest bemeste akkers verdampt, en als ammoniumsulfaat ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) neerkomt. (Roelofs & Bloemendaal, 1988(c)).

Dit houdt voor de meeste laagveengebieden in dat de totale N-depositie, inclusief de door de vegetatie ingevangen droge depositie op ongeveer 40-50 kg N ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> zal liggen. De laatste tientallen jaren is de atmosferische toevoer van N voor een aantal laagvenen zelfs de belangrijkste bron van N in laagveenkraggen (Lamers et al., 2001).

### **2.2.3 Interne eutrofiëring**

Naast de aanvoer van meststoffen (fosfor, stikstof en kalium) via de instroom van nutriënten door agrarische activiteit in de onmiddellijke omgeving of door de inlaat van eutroof water in het gebied kan er ook voedselverrijking optreden door interne eutrofiëring (Roelofs & Bloemendaal, 1988(b); Lamers et al., 2001; Wienk et al., 2000) ( zie figuur 4). In veel gebieden wordt, ter compensatie van de verdamping in droge perioden en/of vanwege de landbouw, gebiedsvreemd water (vooral Rijn- en IJselmeerwater) ingelaten. Dit ingelaten water verschilt vaak sterk van het gebieds-eigen water. Het water heeft een andere macro-ionen samenstelling (o.a. grotere hardheid, hogere gehalten aan sulfaat). Dit heeft gevolgen voor laagveengemeenschappen doordat de afbraaksnelheid van het veen versneld wordt met als gevolg toegenomen eutrofiëring. De afbraak van organisch materiaal (veen) wordt sterk geremd in het zure laagveen milieu. De aanvoer van bicarbonaat ( $\text{HCO}_3^-$ ) zorgt voor een versterkte interne buffering van de pH in het organisch materiaal. Dit leidt uiteindelijk tot een toename van de decompositie- en daarmee de mineralisatie snelheid. Ook de aanvoer van sulfaatrijk water veroorzaakt problemen. De aanwezigheid van veel sulfaat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) versnelt het proces van interne eutrofiëring. Dit komt omdat er bij de reductie van sulfaat extra bicarbonaat in het water terecht komt (zie 2.3.4). Sulfide verstoort tevens de binding van fosfaat in allerlei ijzer-fosfaatcomplexen. Het gevolg hiervan is dat fosfaat vrij komt (mobilisatie) uit het organisch materiaal.

Deze interne eutrofiëring speelt een erg belangrijke rol in de totale eutrofiëring die optreedt in laagveenmoerassen (Lamers et al., 2001).



Figuur 4 Schematische weergave van effecten van sulfaat- en bicarbonaatrijk inlaatwater op macrofyten

## 2.2.4 Eutrofiëring en de vitaliteit van Riet

Riet komt in gebieden voor die van nature mesotroof of eutroof zijn. Alleen voedselarme milieu's worden gemeden (Weeda et al., 1994; Schaminée et al 1995). Volgens Romero et al (1999) is Riet goed aangepast aan de groei in nutriëntrijke milieu's. Het best groeit Riet bij een hoge en gebalanceerde aanvoer van nutriënten met een N:P verhouding van 10-33.

De vergaande eutrofiëring van plassen en meren van de afgelopen decennia werd echter door vele gezien als een van de mogelijke oorzaken voor de degeneratie of verdwijning van waterriet (van der Putten, 1997). Ostendorp (2001) concludeert echter dat eutrofiëring geen negatieve invloed heeft op de prestatie van riethalmen en dat eutrofiëring niet gezien mag worden als de oorzaak van de afname van waterriet.

Ostendorp (2001) vergeleek 51 groeiplaatsen (Denemarken en Duitsland) van oligotroof tot hypertroof milieu. In totaal werden 8 riethalm prestatie parameters vastgesteld binnen drie spruitklassen. Geen significante verschillen in riethalm prestatie konden worden waargenomen tussen de verschillende trofieniveau's. Ook Clevering (1998) komt tot de conclusie dat er geen verschil in biomassa is tussen gezond Riet uit eutrofe milieu's en Riet uit mesotrofe milieu's wanneer deze onder gecontroleerde omstandigheden stikstof toegediend krijgen. Ook de hypothese dat de biomassa van niet vitale rietplanten meer overeen komt met de biomassa van gezonde rietplanten uit een mesotroof milieu in vergelijking met planten uit een eutroof milieu wordt door Clevering (1998(b)) verworpen.

Een onderzoek naar de interne en externe nutriëntenkringloop van twee verschillende rietpopulaties door Lippert et al (1999) levert een model op voor twee Riet-ecotypen. Twee Duitse Rietpopulaties (monoklonale, genetische verschillend) werden met elkaar vergeleken. Een populatie uit een eutroof meer en een andere uit een mesotroof meer. Er werd gekeken naar seizoensveranderingen, scheutmorfologie, structuur van de populatie en de N en P concentratie van de boven en ondergrondse delen. Uiteindelijk werden er twee ecotypen gedefinieerd: een translocatie type en een assimilatie type.

Het translocatie type is in staat om, dank zij een interne nutriëntenkringloop, voedselarme littorale milieus te koloniseren. De ondergrondse opslag van voedingsstoffen voorziet de plant van essentiële nutriënten voor de groei van scheuten en uitlopers in het voorjaar en vroege zomer. Als gevolg van de verminderde verplaatsing van nutriënten (translocatie) en een lage externe nutriëntenkringloop gedurende het groeiseizoen hebben de scheuten en uitlopers een lage N en P concentratie en een lage biomassa. Het zo ontstane nutriënten tekort resulteert in een veranderde wortel/scheut verhouding, in het voordeel van wortelontwikkeling. Wanneer de plant aan het eind van het seizoen gestopt is met groeien zal deze door recycling van nutriënten voedingsstoffen transloceren naar de ondergrondse delen. De uiteindelijke dode riethalmen bevatten zeer weinig nutriënten, waardoor ook de toevoer van nutriënten naar water en sediment wordt geminimaliseerd.

Het assimilatie type is aangepast aan nutriëntrijke omstandigheden door een meer uitgesproken externe nutriëntenkringloop. Organisch rijke sedimenten zorgen via mineralisatie en een lagere redox potentiaal voor de essentiële hoeveelheden nutriënten, die door de wortels worden opgenomen. De vorming van uitlopers vindt hier al zeer vroeg in het voorjaar plaats. De rietbestanden worden voorzien van externe voedingsstoffen via het water en het sediment en zijn hoog productief. Toename van nutriënten leidt tot een grotere diameter van de stengels maar tot een afname van de stijfheid van stengel. Het assimilatie type heeft in tegenstelling tot het translocatie type meer scheutsterfte onder mechanische stress, dit resulteert in de vorming van secundaire en tertiaire scheuten. De situatie leidt uiteindelijk tot een verlenging van de groeifase, vertraagt de vorming van bloeiende halmen (lage vruchtbaarheid) en vertraagt de neerwaartse translocatie van voedingsstoffen naar ondergrondse delen. De dode halmen zijn daarom voedselrijker waardoor er na mineralisatie meer N en P in water en bodem terechtkomen.

Kühl & Zemlin (2000) vonden tijdens experimenten met translocatie en assimilatie ecotypen geen verschil in stikstofgehalten van de bovengrondse delen. Zij suggereren dat het stikstofgehalte afhangt van de groeiplaats van Riet en dat de genetica van de plant hierin maar een klein aandeel heeft.

Voedselrijkwater heeft effect op de groei van jonge planten. Wanneer jonge kiemplanten, van 20-30 millimeter hoog, geconfronteerd worden met een permanente, eutrofe en algenrijke waterlaag van 40 mm, zal geen groei meer optreden. Gebeurt dit met schoon mesotroof water dan zal 25 % van deze planten normale groei vertonen (zie 2.3.6) (Armstrong et al., 1999 (b)).

## **2.3 Bodem**

### **2.3.1 Ophoping van organisch materiaal**

Een rietvegetatie produceert een grote hoeveelheid organisch materiaal in de vorm van bladeren, bladscheden en stengels. Uit een onderzoek door Gessner (2000) blijkt dat van de totale drogestof 25% afkomstig is van de bladeren en 75% van de stengels. Jaarlijks sterven de stengels en bladeren af. In een natuurlijke systeem kunnen de oude stengels jarenlang blijven staan (overjarig riet). In het voorjaar verschijnen de nieuwe stengels tussen de oude stengels. De jaarlijkse biomassa-productie van Riet ligt tussen de 10 en 25 ton droge stof per ha, waarvan zo'n 3 tot 5% N en 0,1 tot 0,3 % P (Coops en Kappers, 2001).

Rietstrooisel heeft een hoge C/N verhouding waardoor het jaren kan duren voordat het strooisel is afgebroken. Rhizomen van een jaar oud, met een C/N verhouding van 38:1 tot 75:1, worden in een tijd van 369 dagen voor 84% afgebroken (Asaeda et al., 2002). Oudere exemplaren, met een leeftijd tot 4 jaar, worden voor 41-62% afgebroken. Na 369 dagen bleek de C:N ratio voor alle rhizomen, ongeacht de leeftijd, 22:1 tot 38:1. De kritische C:N verhouding voor microbiële afbraak ligt tussen de 20:1 en 30:1 (Parnas, 1975).

Onder mesotrofe omstandigheden is de interne productie van organisch materiaal (strooisel) in een rietvegetatie de belangrijkste organische stof leverancier. Onder eutrofe en hypertrofe omstandigheden vindt er ook accumulatie van organisch materiaal plaats door het neerdalen van afgestorven algen, kroosplantjes en massa's draadwieren. De interne productie van organische materiaal (scheuten) blijkt onder hypertrofe omstandigheden bijna vier maal zo hoog als onder mesotrofe omstandigheden, respectievelijk 1500 en 400 g droge stof per m<sup>2</sup> (Kohl et al., 1998). Wanneer er zich op een waterbodem echter een grote hoeveelheid rietstrooisel bevindt dan zal de interne productie van organisch materiaal niet groter worden (Clevering 1998(a)). Uit experimenten blijkt dat de groei van Riet sterk wordt geremd op waterverzadigde bodems met rietstrooisel. Deze waterbodems lijken ongeschikt voor de opname van nutriënten omdat op deze bodems Riet veel oppervlakkiger wortelt. Door deze oppervlakkige beworteling is de plant niet in staat om voldoende nutriënten op te nemen uit het, al dan niet, voedselrijke sediment. Kleine lisdodde



(*Typha angustifolia*) is, in tegenstelling tot Riet, wel in staat op plaatsen te groeien waar zich een dikke laag sapropelium bevindt (Schaminee et al., 1995). In een dergelijk sediment kunnen de sponsachtige wortelstokken van *Typha* beter doordringen dan in mineraal sediment.

De hypothese (Clevering, 1999(b)) dat rietplanten (klonen) van stabiele eutrofe populaties beter aangepast zouden zijn aan de accumulatie van strooisel dan planten van mesotrofe (niet voedselrijke) milieu's wordt door Clevering, (1999(b)) verworpen. Evenals de hypothese dat klonen van eutrofe maar niet vitale rietpopulaties meer overeenkomen met stabiele populaties onder voedselarme omstandigheden.

Op plaatsen waar de rietgordel zich aan de noordoostdoever van het open water bevindt speelt de wind een grote factor bij het wegspoelen van drijvend organisch materiaal. Vooral aanspoelend drijfvuil kan een mechanische belasting vormen voor de rietvegetatie (Lamers et al., 2001; Weeda et al., 1994). Hoofdzakelijk jonge scheuten zijn gevoelig voor beschadiging. Een onderzoek door Weisner (1987) toonde aan dat in Zweedse meren het waterriet het verst het water in groeide op die plaatsen die op de wind lagen, omdat hier weinig accumulatie van organische materiaal plaatsvindt. In de Reeuwijkse plassen was de hoeveelheid waterriet langs de oost- en noordoever driemaal zo hoog als op de relatief beschut liggende zuid- en westoever (Graveland, 1999).

Onder een natuurlijk peil regime, waarin de littorale zone in de zomer droog valt, wordt onder invloed van de relatieve hogere zomertemperaturen het geaccumuleerde organisch materiaal snel, en waar mogelijk, volledig afgebroken. Bij een niet-natuurlijk peilregime, waar men zich richt op een constante stabiele situatie van het waterpeil, wordt vrijwel geen organisch materiaal meer afgevoerd. Het water trekt zich niet meer terug uit de littorale zone waardoor het organisch materiaal tussen de stengels accumuleert.

De toename van organische belasting in combinatie met een hoog zomerpeil leidt via anaërobe afbraak van organisch materiaal tot gereduceerde bodems. Een eventueel lager winterpeil zal zorgen voor een stijging van het redoxpotentiaal. Het zal echter niet leiden tot een verhoogde mineralisatie van het organische materiaal omdat de lage temperatuur in de winter het decompositieproces remt of zelfs tot stilstand brengt (Meek et al., 1978).

Bij een experiment in een Tsjechische visvijver (Ciskova et al., 1996) werden langs een gradiënt met toenemende organische belasting de sedimenten sterk gereduceerd, er vielen gaten in de rietkraag en de biomassa van Riet nam sterk af. Bij een ander experiment gerapporteerd door Ciskova et al. (2001) werd aangetoond dat in een hoog organisch belast systeem (puntlozing van afvalwater,  $\text{NH}_4\text{-N}$  1,81 mg/l) het rietbestand afnam, in een natuurlijk littoraal bestand ( $\text{NH}_4\text{-N}$  0,37 mg/l) het Riet stabiel bleef en bij een jong niet-belast systeem ( $\text{NH}_4\text{-N}$  0,15 mg/l) het rietbestand toenam.

De uitbreiding van wortelstokken van Riet naar dieper water wordt mede beperkt door de capaciteit om expanderende wortelstokken van voldoende zuurstof te voorzien. Helofyten, waaronder Riet, komen in dieper water voor naarmate het sediment minder organisch en gereduceerd is (Clevering, 1999; Coops et al., 1996). In organisch hoogbelaste rietkragen zal de waterwaardse uitbreiding daarom mogelijk tot stilstand komen. In deze hoogbelaste organische en gereduceerde bodems kunnen tijdens de anaërobe afbraak van organische materiaal zuren en sulfiden vrij komen die toxisch zijn voor het wortelmilieu van de rietvegetatie (zie 2.3.3 en 2.3.4).

### **2.3.2 Afbraak van organisch materiaal**

De mate van afbraak van organisch materiaal bepaalt de recirculatie en daarmee de beschikbaarheid van nutriënten (Wienk et al., 2000). Bij een natuurlijk peilregime, waarin 's zomers de littorale zone droogvalt, zal de afbraak van het geaccumuleerde organische materiaal onder aërobe omstandigheden verlopen. Het dode organisch materiaal wordt door micro-organismen in aanwezigheid van zuurstof omgezet in water, kooldioxide en energie. Deze afbraak is in grote mate afhankelijk van de aanwezigheid van zuurstof, de pH van sediment en water, temperatuur, het vochtgehalte en de C:N ratio. Een studie door Santruckova et al (2001) naar het decompositieproces in vitaal (weinig eutroof) en niet vitaal (eutroof) Riet toonde aan dat de CO<sub>2</sub> productie in het weinig eutrofe gebied twee maal zo hoog lag als in het eutrofe gebied.

Het strooisel van Riet heeft een hoge C:N verhouding. Dit komt omdat er in het najaar, bij het afsterven van het plantenmateriaal, verplaatsing van nutriënten plaatsvindt van afstervende delen naar vitale delen. Voor micro-organismen is een bepaalde C:N verhouding nodig voor een optimale afbraak. Een studie door Gessner (2000) toont aan dat de afbraak van rietstengels in eutroof en hardwater pas begint nadat deze zes maanden in het water hebben gelegen. Bladeren breken sneller af, binnen 6 maanden verloren ze 50% van hun droge stof.

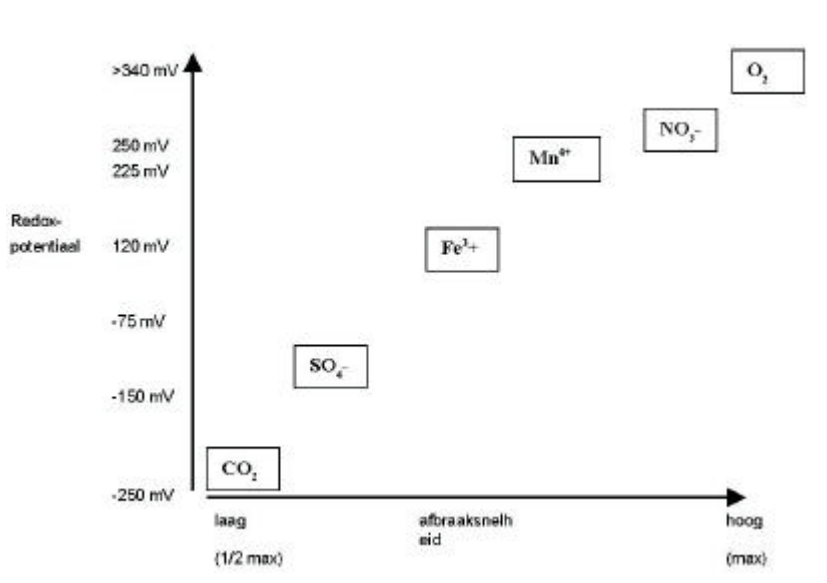
Tijdens een periode van droogval zal zuurstof de bodem indringen. Hierdoor komt het proces van aërobe mineralisatie op gang. Tijdens dit proces (ook wel ammonificatie genoemd) wordt organisch stikstof omgezet naar ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Door nitrificatie wordt ammonium verder omgezet in NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Hierbij komt waterstof (H<sup>+</sup>) en water vrij. Bij dit proces wordt zuurstof gebruikt als elektronenacceptor. Het proces heeft zuurstof nodig en is dus sterk afhankelijk van de aëratie van de bodem. In een aquatisch systeem vindt dan ook alleen nitrificatie plaats in de waterlaag boven het sediment, in het geoxideerde oppervlak en de rhizosfeer van het sediment of in de onverzadigde zone net boven het waterniveau (bij droogvallende Wienk bodem) (et al., 2000). De temperatuur speelt een grote rol bij het nitrificatieproces. Onder de 15 °C neemt de snelheid sterk af. Ook bij erg hoge en lage pH waarden wordt het proces geremd. Een belangrijke reden waarom er bijna geen rietsterfte plaatsvindt in Zuid-Europa hangt samen met het feit dat biochemische processen in de bodem in deze gebieden onder, veelal, optimale temperaturen plaatsvinden (van der Putten,

1997). Ook de relatief hoge wintertemperaturen in deze gebieden zijn gunstig voor deze processen.

Een droogvallende bodem in het groeiseizoen is dus van belang voor de afbraak van het geaccumuleerde organisch materiaal. De totale stikstofbeschikbaarheid zal tijdens droogval toenemen, omdat weinig stikstof door denitrificatie zal verdwijnen naar de atmosfeer onder aërobe omstandigheden. De nitrificatie zal na enige tijd afnemen, doordat het proces beperkt wordt door de hoeveelheid aanwezig ammonium. Ammonium ontstaat weer door mineralisatie. Nitrificatiesnelheden hangen in aërobe bodems dan ook vaak samen met de mineralisatiesnelheden. Helofyten kunnen zo gedurende een periode van droogval beschikken over extra stikstof in de vorm van ammonium en nitraat.

Tijdens de afbraak van organisch materiaal door micro-organismen, komt ook fosfor vrij. De meest voorkomende anorganische vormen van P zijn orthofosfaten, hiertoe behoren  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4$  en  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ . Wanneer de C:P verhouding ongunstig is (laag) zal P niet vrij komen maar juist ingebouwd worden (immobilisatie). De hoeveelheid P kan in oud plantenstrooisel na een jaar wel meer dan twee maal zo hoog zijn als in vers strooisel. De fosfaatbeschikbaarheid neemt af naarmate de bodem aëroob wordt en er meer geoxideerd ijzer beschikbaar is. In een aëroob, neutraal- zuur milieu bindt fosfaat aan  $\text{Fe}^{3+}$ . Wordt het milieu echter weer anaëroob, door bijvoorbeeld het overstromen van de littorale zone, dan zal  $\text{Fe}^{3+}$  gereduceerd worden tot  $\text{Fe}^{2+}$  en zal de relatieve oplosbaarheid van ijzerfosfaat toenemen. Dit heeft tot gevolg dat fosfaat weer vrijkomt. Is er in het systeem, door anaërobe processen, veel sulfide aanwezig dan zal sulfide fosfaat verdringen van ijzer. Ook dit heeft tot gevolg dat er weer fosfaat vrij komt in het systeem.

Een grote organische belasting in combinatie met een hoog waterpeil en de aanwezigheid van levende wortels heeft consequenties voor de zuurstofbeschikbaarheid van de plant. In een dergelijke situatie is de zuurstofbehoefte groot, het aanbod is echter klein. De bodem zal op den duur zuurstofloos worden. Bij de afwezigheid van zuurstof vindt er in het sediment anaërobe afbraak van het organisch materiaal plaats. Zuurstof kan niet meer dienen als eind elektronen-acceptor waardoor andere elektronen-acceptoren gebruikt worden (zie figuur 5).



Figuur 5 Bij verschillende redoxpotentialen worden verschillende elektronen-acceptoren gebruikt (naar Wienk et al., 2000)

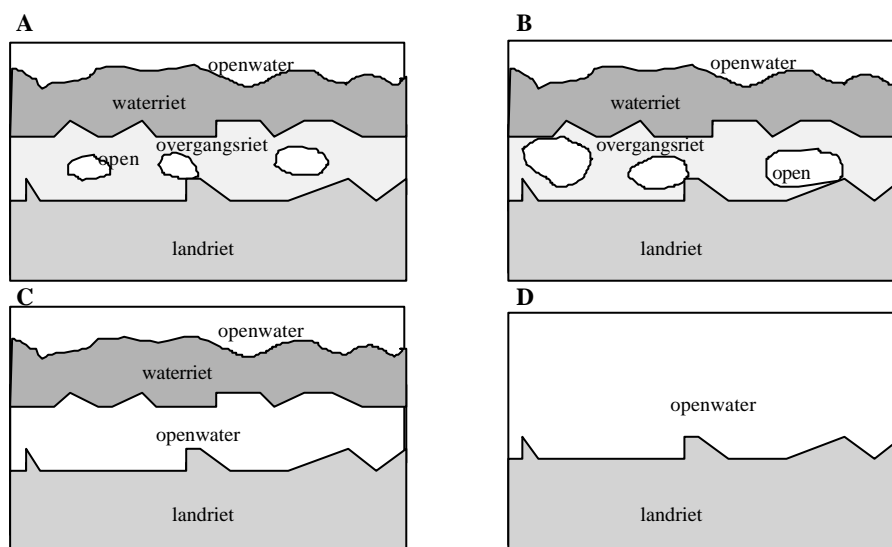
De afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden ligt vele malen lager dan onder aërobe omstandigheden. Bij een groot aanbod van organisch materiaal zal er onder aërobe omstandigheden accumulatie plaats vinden van dit materiaal (veenvorming). Wanneer de eind electronen-acceptoren organisch van aard zijn, spreekt men van gisting. Bij deze vorm van anaërobe afbraak van organisch materiaal komen verschillende kleine zuren en alcoholen vrij.

### 2.3.3 Vorming van toxische zuren in de bodem

Bij verschillende, niet-vitale afstervende rietvegetaties in Europa zijn in de bodem grote hoeveelheden zuren gevonden opgebouwd uit kleine ketens ( onder andere azijnzuur en boterzuur). Cizkova et al (1999) vond in de bodem van twee niet-vitale rietvegetaties significant hogere gehalten azijnzuur dan in een gezonde vegetatie. Volgens Lenssen (1999) worden deze zuren gevormd tijdens de anaërobe decompositie van lignine en cellulose, stoffen die vooral voorkomen in rietstrooisel. Uit onderzoek door Armstrong et al (1999) blijkt dat de gevonden maximale concentraties aan organische zuren door Cizkova et al (1999) daadwerkelijk schade kunnen aanbrengen aan rietvegetaties. In laboratoriumtests vond Armstrong et al (1999) dat rietplanten, welke zijn behandeld met bepaalde concentraties organische zuren, symptomen (groeï, morfologische en anatomische symptomen) lieten zien die in het veld waren waargenomen bij niet-vitale, afstervende rietvegetaties. De zuurgraad speelt binnen dit proces een belangrijke rol. Bij een pH van 4.5 is een concentratie van 1 mM azijnzuur, boterzuur en propionzuur in hoge mate toxisch voor de plant. Bij een pH van 6 blijken deze stoffen niet toxisch te zijn. Echter, wanneer deze stoffen in cocktailvorm worden toegepast blijkt een concentratie van 1mM ook toxisch bij een pH van 6. Volgens Armstrong et al (2001) zijn factoren als de accumulatie van organische zuren en sulfiden, die gevormd worden bij de anaërobe afbraak van rietstrooisel en/of bij de anaërobe afbraak van geaccumuleerd organisch

materiaal, in zekere mate verantwoordelijk voor het afsterven van rietvegetaties. Er treden verstoringen binnen de plant op, vooral bij de zuurstofhuishouding, fotosynthese, intern transport, opslag van voedingsstoffen, verdamping, opname van ionen en integriteit van de cel membraan. De verstoringen in de plant leiden tot symptomen zoals: polvorming, dode wortels, scheuten en knoppen, snelle veroudering van scheuten, verzwakte stengels, belemmerende aëratie door callusvorming, stremming van het vatenstelsel van de ondergrondse delen van de plant.

Onder natuurlijke, vitale omstandigheden wordt er genoeg zuurstof via de bovengrondse delen van de Rietplant vervoerd naar de wortels. Transport van zuurstof naar de wortels vindt plaats door luchtkanalen in de holle stengel en wortelstokken. Het functioneren van waterriet hangt samen met deze aanpassingen in de zuurstofvoorziening (Clevering, 1999). Belangrijk hierbij zijn A: de hoeveelheid aangevoerde zuurstof B: de benodigde hoeveelheid zuurstof voor de groei en C: de benodigde hoeveelheid zuurstof voor de oxidatie van het wortelmilieu. Wanneer door toedoen van toxische zuren en sulfiden er problemen ontstaan in het interne zuurstoftransportsysteem en er daardoor minder zuurstof naar de wortels vervoerd kan worden zal er op den duur geen groei meer plaats kunnen vinden. Ook het wortelmilieu wordt niet meer geoxideerd, hierdoor krijgen toxische zuren en sulfiden vrij spel en wordt de plant vergiftigd. Uiteindelijk zullen de geaccumuleerde organische zuren tot gevolg hebben dat a: de overgebleven rietplanten verzwakken en zelfs afsterven (zie figuur 6) b: de gezonde planten in de omgeving verzwakken en mogelijk afsterven en c: de rekolonisatie van deze rietvelden door gezonde rhizomen of zaailingen uit de omgeving wordt tegengegaan.



*Figuur 6* Verschillende opeenvolgende stadia in de achteruitgang van riet (zie 1.2 voor definities). **A:** Onder natuurlijke omstandigheden komen er openingen voor in overgangsriet, vanwege de nadelige effecten van anaërobe mineralisatie. **B:** eutrofiering zorgt, door het neerdalen van grote hoeveelheden dode algen, draadwieren of kroos massa's, voor een verdere anaërobe afbraak met als resultaat de ophoping van organische zuren en sulfiden. De open plekken worden daardoor groter **C:** het overgangsriet verdwijnt. **D:** Door de verdwijning van het overgangsriet stort uiteindelijk ook het (geïsoleerde) waterriet in. Alleen landriet blijft over ( naar Clevering, 1999).

### 2.3.4 Vorming van sulfiden in de bodem

Ook de accumulatie van sulfiden speelt een rol in het verdwijnen van rietvegetaties. Zwavel is een belangrijk nutriënt voor planten. De meest algemene toestanden van zwavel zijn: sulfide ( $S^{2-}$ ), elementair zwavel (S), thiosulfaat ( $S_2O_3$ ) en sulfaat ( $SO_4^{2-}$ ).

In zoetwatervenen zijn sulfaatconcentraties van nature laag, over het algemeen lager dan  $150 \text{ mol L}^{-1}$  ( $14 \text{ mg SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$ ). Door de aanvoer van gebiedsvreemd water als antiverdrogingsmaatregel, uitstroming van sulfaat via het grondwater vanuit landbouwgebieden en (in mindere mate) atmosferische depositie van zwavel is de sulfaataanvoer in laagveenplassen sterk toegenomen. Het gebiedsvreemd water bevat nu  $500\text{-}2000 \text{ mol L}^{-1}$  sulfaat ( $50\text{-}190 \text{ mg SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$ ) (Lamers et al., 2001). Deze hoge concentraties aan sulfaat leiden vooral in laagveengebieden tot interne eutrofiëring (zie 2.2.3).

Het redoxpotentiaal van de bodem beïnvloedt de vorm waarin zwavel voorkomt. Bij anaërobe afbraak wordt sulfaat gereduceerd tot  $H_2S$  (waterstofsulfiden). Bij dit proces komen bicarbonaat, kooldioxide en water vrij. Sulfiden zijn erg giftig voor planten. Vooral het direct contact van deze vrije sulfiden met de plantenwortel of rhizoom veroorzaakt deze giftigheid. Wanneer er door stremmingen in het zuurstoftransportsysteem geen zuurstof bij de wortel kan komen, treedt er geen oxidatie van deze sulfiden op in het wortelmilieu. Dit heeft tot gevolg dat de wortels en rhizomen vergiftigd worden. De afname van het rietbestand in het Fertomeer in Hongarije wordt onder meer toegeschreven aan de grote hoeveelheden sulfiden in het sediment (1 tot 4 mM) (Armstrong et al., 1996). Furtig et al (1996) vonden dat sulfiden verantwoordelijk waren voor de afname van de wortelademhaling in Riet. Een concentratie lager dan 1 mM wordt door Furtig et al (1996) als toxisch beschouwd. Ook van der Putten (1997) geeft aan dat de concentraties aan sulfiden in aangetaste rietbestanden groter zijn dan in vitale rietbestanden, zie tabel 3.

Hoge gehalten aan sulfiden in het sediment zijn ook gevonden in een brakwater moeras in noord Italië (één van de weinige zuidelijke locaties waar rietdegeneratie optreedt) (Fogli et al., 2002). Hoge sulfaatconcentraties van het brakke water in combinatie met een hoge waterstand resulteerden in een lage redoxpotentiaal (-215 mV) en in hoge sulfideconcentraties. Ook hier is sulfide verantwoordelijk voor de abnormale groeiverschijnselen, zoals callusvorming in het gastransportsysteem (zie 2.4.1). Callusvorming had een versneld effect op de degeneratie van het rietbestand.

### 2.3.5 Methanogenese en methaanoxidatie

Onder zeer gereduceerde omstandigheden ( $eH < -250 \text{ mV}$ ) en wanneer er geen andere elektronen-acceptoren dan nitraat en sulfaat aanwezig zijn vindt er in het sediment methanogenese plaats. Koolstofverbindingen dienen hier als eind elektronen-acceptor. Kooldioxide ( $CO_2$ ) of andere kleine C-moleculen worden

gereduceerd door bacteriën die de C-verbindingen als elektronen-acceptor gebruiken. Bij dit proces komt methaan (CH<sub>4</sub>) vrij (Wienk et al., 2000).

Planten zijn in staat de methaanemissie te verlagen of te verhogen. Riet is een voorbeeld van een plant die de methaanemissie kan verlagen. Riet transporteert zuurstof via het interngastransportsysteem naar de wortels en de rhizomen. Zuurstof wordt via de wortel- rhizoomtip uitgescheiden in het sediment. Zuurstof remt de methaanemissie sterk, omdat zuurstof een efficiëntere eind elektronen-acceptor is dan koolstof, tevens zal methaan in de aanwezigheid van zuurstof worden geoxideerd. Grunfeld et al (1999) toont aan dat bij de aanwezigheid van Riet, ten opzichte van een situatie zonder vegetatie, de methanogenese en methaanemissie vermindert, met respectievelijk 27% en 34%. Ook van der Nat et al (1998) komt tot de conclusie dat sedimenten, waarin planten groeien die een grote oxiderende capaciteit hebben, zoals Riet, een lagere methaanemissie veroorzaken dan sedimenten zonder vegetatie.

Verhoging van de methaanemissie vindt plaats omdat planten een bron zijn van organisch materiaal en omdat sommige planten, waaronder Riet, via hun intern transportsysteem methaan kunnen transporteren naar de atmosfeer. Volgens Grunfeld et al (1999) vindt 64% van de methaanemissie via het interne gastransportsysteem plaats. In niet-vitale Rietbestanden blijkt de methaan emissie hoger dan in vitale rietbestanden. Sorell et al (1997) vond in een gezond vitaal rietbestand in Denemarken een methaanemissie van 50-80 (nmol h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup>). In een stervend niet-vitaal rietbestand, in dezelfde omgeving, werd een methaanemissie gemeten van 100-150 (mol h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup>) (zie ook tabel 3). Uit het onderzoek wordt geconcludeerd dat niet-vitale (stervende) rietbestanden een hogere methaan- emissie voortbrengen dan vitale, gezonde bestanden, mede door de aanwezige dikkere methaan-producerende lagen in deze Rietbestanden en deels omdat deze Rietbestanden het gehele jaar geïnundeerd zijn waardoor ze productiever zijn dan wanneer ze tijdelijk droog zouden vallen. Gesuggereerd wordt verder dat er in de aanwezigheid van kleine afstervende rietbestanden in een wetland er een verschuiving plaats kan vinden naar een meer gereduceerd en methaan- producerend moeras en dat dit een belangrijke factor kan worden in de toename van de methaanproductie in wetlands.

Volgens Brix et al (2001) kunnen door Riet gedomineerde moerassen beschouwd worden als bron voor broeikasgassen als het gaat over relatieve korte perioden (decennia). Over langere perioden (>100 jaar) zullen deze wetlands echter vooral als 'sink' voor broeikasgassen fungeren.

Tabel 3 Bio-chemische parameters welke vitale en niet vitale rietvegetaties indiceren (naar van der Putten, 1997)

|   | Vitaal bestand                    | Aangetast bestand                              |
|---|-----------------------------------|--|
| <i>Karakteristieken van sediment en interstitieel water</i>                             |                                   |  |
| Redox potentiaal  | 0-100 mV                          | -100 tot -170 mV                               |
| Concentratie PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>              | 50/200 umol/l                     | 250/2200 umol/l                                |
| Alkaliniteit/DIC*   | 5 meq/l / 9mmol/l                 | 17 meq/l / 24mmol/l                            |
| EGV interstitieel water   | 0,6-2,2 mS cm <sup>-1</sup>       | 3,6 mS cm <sup>-1</sup>                        |
| Totaal aan sulfiden   | 0-0,6 mmol/l <sup>-1</sup>        | 1-4 mmol/l <sup>-1</sup>                       |
| % organisch materiaal in sediment   | variabel                          | hoog tot zeer hoog                             |
| ongeïdentificeerde organische bestanddelen  | 1/1 (relatieve eenheden)          | 7/9 (relatieve eenheden)                       |
| <i>samenstelling van sediment</i>   |                                   |  |
| gassen (CH <sub>4</sub> /CO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> )                              | 20%/5%/<1%                        | 40%/10%/<1%                                    |
| methanogenese (mol h <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> )                                    | 50-80                             | 100-150  |
| Microbiële NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> activiteit                                      | hoger                             | lager  |
| <i>Plant specifieke data</i>  |                                   |  |
| Dagelijks gasbestanddeel in rhizoom (CH <sub>4</sub> /CO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> ) | 0,6%/6%/14%                       | 5%/12%/8%                                      |
| Wortel/rhizoom/knop anatomie  | geen blokkade gastransportsysteem | abnormale veroudering callus en tylose vorming |
| <i>Geleiding van gas stroming in het rietbed via de stoppels</i>                        |                                   |  |
| totaal aan niet-structurele carbohydraten (mg g <sup>-1</sup> droge stof +/- sd; N=4)   | 522+/_137                         | 363+/_10                                       |
| nutriënt concentraties (N, P, mineralen)  |                                   | 10-20% hoger dan vitaal                        |

\* DIC = Dissolved Inorganic Carbon

### 2.3.6 Kieming, vestiging en klonale uitbreiding van jonge rietplanten

Veel helofyten kunnen zich alleen uit zaad vestigen wanneer er tijdens het groeiseizoen een periode van droogval voordoet. Vestiging uit zaad vereist (Vermaat, 2002):

- een levensvatbare zaadvoorraad;
- het werkelijk droogvallen van de bodem gedurende een onbekende periode totdat de kiemplanten voldoende robuust zijn om enige waterbeweging te weerstaan;
- niet al te extreme droogte omdat de plantjes dan weer uitdrogen.

De kiemkracht van veel helofyten is variabel. Onder optimale condities zijn ertussen soorten grote verschillen waargenomen. (Coops en Van der Velden, 1995). Na zes weken incubatie hebben Gele lis, Riet en Rietgras een kiemingspercentage van respectievelijk 25%, 20% en 50%. Deze planten kiemden het best op vochtig sediment. Lisdodde kiemt beter in een waterverzadigde toestand of onder water (50-100%). Rietzaad lijkt hogere temperaturen nodig te hebben (>20 °C) en is gevoeliger voor stratificatie en dag-nacht fluctuaties in temperatuur (Ter Heerd, 1993). Al aangegeven is dat Riet zich alleen uit zaad kan vestigen op droogvallende, waterverzadigde bodems. In meren en plassen vindt dus alleen generatieve vermeerdering plaats wanneer er zich een periode van droogval voordoet. Volgens Weeda et al (1994) is de kieming van Riet een relatief zeldzame gebeurtenis. Voor de kieming



van Riet (figuur 7) is een lichte, open plek op een geheel of grotendeels met water verzadigd substraat nodig, al of niet bedekt met een laagje water van hoogstens enkele millimeters boven het substraat. Op minerale grond is het kiemingspercentage groter dan op venige grond. Onder water kunnen zaden enige jaren kiemkrachtig blijven. Ook droge zaden behouden hun kiemkracht voor enige jaren.

Volgens Vermaat (2002) zal een verlaagd zomerpeil de kansen verhogen voor (a) zowel verdere klonale kolonisatie van ondiep water door oevervegetaties vanaf de landzijde, als (b) succesvolle kieming uit zaad op droogvallende sedimenten. Hier geldt wel dat naast het peilverschil vooral de morfologie van het waterlichaam (oeverhelling) dicteert hoeveel oppervlakte beschikbaar komt en voor hoe lang. Een natuurlijk peilverloop in een badkuip levert net zo weinig op als een stagnant peil of een tegennatuurlijk peil (Kranenbarg et al., 2002). Voor de kieming van helofytenzaad is het van cruciaal belang wanneer en voor hoe lang er zich een periode van droogval voordoet. Het is dus van groot belang wanneer in het seizoen helofytenzaad nu werkelijk kiemt. Al eerder is gemeld dat Riet kiemt bij een relatieve hoge temperatuur. Droogval in het voorjaar zal daarom niet erg gunstig zijn voor de kieming van Riet. Volgens Vermaat (2002) lijkt het er daarom op dat Mattenbies en Lisdodde vermoedelijk sneller zullen kiemen in de tijd. Het juiste moment van droogvallen is dus cruciaal voor de vestiging van helofyten. Niet alleen de tijd maar ook de omstandigheden tijdens het droogvallen bepalen welke helofyten zich zullen vestigen (Jans en Drost, 1995). Gaat droogval gepaard met verdroging dan zullen andere planten dan bijvoorbeeld Riet, Lisdodde en Mattenbies succesvol kiemen. In de Oostvaarderplassen kiemde tijdens een periode van droogval massaal Moerasandijvie, hoogstwaarschijnlijk omdat de omstandigheden voor Lisdodde en Riet te droog waren (Jans en Drost, 1995). Een periode van droogval is belangrijk voor de vestiging en/of uitbreiding van helofyten. De vraag rijst echter wat de frequentie van een periode van droogval moet zijn in de tijd. Volgens Vermaat (2002) ligt deze frequentie vermoedelijk in de orde van eens in de 3-10 jaar.

In situaties waarbij het waterniveau het gehele jaar constant gehouden wordt of zelfs in de zomer verhoogd wordt zal er geen generatieve vermeerdering van Riet optreden (Vermaat, 2002; Clevering, 1999). Succesvolle vestiging onder water is dus grotendeels beperkt tot soorten die ook goed kiemen onder water zoals Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en Mattenbies (*Scirpus lacustris*). De grote afstand waarover Kleine lisdodde zich in een experiment in het Drontermeer uitbreidde wordt mede toegeschreven aan het feit dat deze soort onder water kiemt (Rommelzwaal et al., 1999).

Wordt het waterpeil structureel verlaagd, waardoor de littorale zone blijvend droogvalt, dan zal er in deze zone op den duur, door ontwatering en door het beschikbaar komen van nutriënten door mineralisatie, verruiging van de vegetatie optreden.

Op die plaatsen waar, door een stabiel waterpeil, geen generatieve vermeerdering zal plaatsvinden zijn helofyten afhankelijk van vegetatieve vermeerdering. Dit gebeurt meestal via klonale uitbreiding. Klonale uitbreiding vanuit de aanwezige helofyten-

bestanden heeft waarschijnlijk een grotere slagingskans dan nieuwe vestiging vanuit zaad. Klonale uitbreidingsnelheden liggen in de orde van 0,5-3 m per jaar, afhankelijk van de abiotische omstandigheden (Vermaat, 2002). Kwantitatief lijkt vegetatieve vermeerdering dus van groot belang. De mogelijkheid bestaat dat hierdoor uitgebreide rietvelden van tientallen tot honderden vierkante meters omvang eigenlijk monoklonale bestanden zijn. In Duitsland werd een Rietbestand gevonden van 3000 m<sup>2</sup> welke bestond uit één kloon (Neuhaus et al., 1993) Grote oppervlakten aan bestanden van Riet kunnen via genetisch identificatie gekwalificeerd worden als mengsels van verschillende genetische te identificeren klonen (Clevering en Lissner, 1999).

Vegetatieve vermeerdering door middel van klonale uitbreiding is algemeen bij helofyten. De lengtegroei en vertakkingen van het wortelstokstelsel zorgen voor de kolonisatie van het gebied vanuit het punt waar de kiemplant zich eerder succesvol heeft weten te vestigen. Op rhizoomapices en knopen staan bovengrondse scheuten. Met name bij Riet bevinden zich hier ook rustende knoppen die bij scheutmortaliteit voor nieuwe generaties kunnen zorgen (Vermaat, 2002).

Volgens Clevering en Lissner (1999) bestaat er bewijs dat de reactie van rietplanten op veranderingen in klimaat, hydrologie en zouttolerantie berusten op genetische oorsprong (zie ook 3.1). Planten die van oorsprong groeien op droge plaatsen, wat gezien kan worden als een genetische aanpassing, kunnen daardoor een structurele verandering in peilniveau op langere termijn mogelijk niet overleven. Van der Toorn (1971, 1972) toonde met transplantatieexperimenten met rivierriet (reuzenvariant) en met laagveenriet (fijne variant) aan dat rivierriet, met zijn langere scheuten, beter kon overleven langs getijderivieren dan de laagveenvariant. Daarentegen groeide de laagveenvariant beter in veengebieden omdat deze beter bestand zou zijn tegen vorst. Tevens bleek de riviervariant over een hogere zouttolerantie te beschikken. Experimenten met verschillende concentraties stikstof en fosfor leverden geen verschillen op. Ook Clevering (1998) kwam tot de conclusie dat er geen verschillen bestaan in de reactie van rietplanten van eutrofe en mesotrofe groeiplaatsen op verschillen in stikstofconcentratie. Lippert et al (1999) geeft echter een tweetal ecotypen weer, één voor eutrofe milieu's en één voor mesotrofe milieu's (zie 2.2.4). Koppitz et al (1997) vond een hogere klonale diversiteit bij rietplanten groeiend aan de rand van het Vejlernemeer (Denemarken) ten opzichte van rietplanten groeiend in het water. Dit leidt volgens Koppitz et al (1997) tot de hypothese dat de rietkolonisatie van een meer begint bij de oever waarna slechts enkele klonen zich verspreiden naar open water. Door middel van vegetatieve vermeerdering breidt Riet zich uit tot een dichte begroeiing.

Volgens Clevering (1999) en Clevering en Lissner (1999) is waterdiepte een van de belangrijkste selectieve factoren bij het voorkomen van de verschillende stadia van rietpopulaties. Tevens wordt door Clevering (1999) gesuggereerd dat de verslechtering (afname in vitaliteit) van rietpopulaties niet altijd visueel zichtbaar is. Een scenario houdt bijvoorbeeld in dat de kolonisatie van Riet stopt op een bepaald punt, bijvoorbeeld door een te steile oever, door begrazing van watervogels of door golfslag. Hierdoor bouwt Riet een dikke strooisellaag op. Dit resulteert in een nog

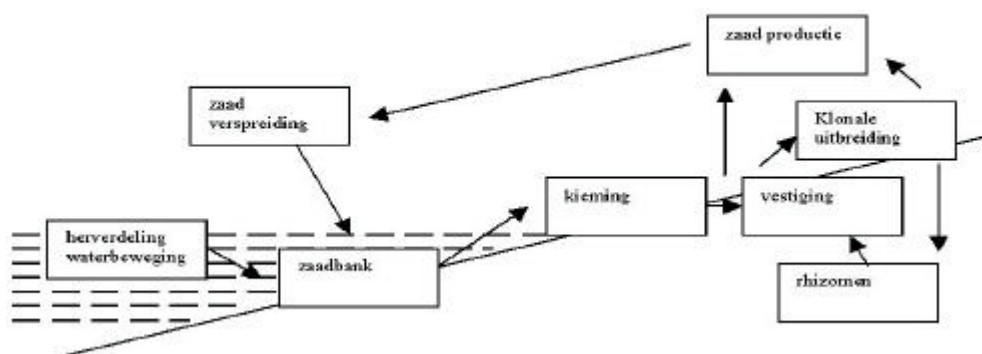
grotere gradiënt, waardoor rietpopulaties ruimtelijk geïsoleerd raken met een uiteindelijke degeneratie van de populatie tot gevolg. De afname van Rietpopulaties (Die-back) door ruimtelijke isolatie of door processen die al in hoofdstuk 2.3.3 en 2.3.4 zijn beschreven kunnen resulteren in genetisch verarmde gemeenschappen. Vastgesteld moet worden dat een grote klonale diversiteit binnen rietpopulaties van groot belang is voor de stabiliteit van deze rietpopulaties (Clevering en Lissner, 1999) (zie ook 3.1)

Er is weinig bekend over de hoeveelheid tijd die jonge Rietplanten nodig hebben voordat men kan spreken over een succesvolle vestiging. Vermaat (2002) spreekt van een succesvolle vestiging wanneer er door de plant nieuwe vegetatieve uitlopers gevormd worden. Volgens Weeda et al (1994) begint een jonge rietplant na enkele weken met de vorming van ondergrondse vertakkingen. Het plantje is dan 10 cm hoog. Zowel uitdroging als overstroming is voor de jonge kiemplant funest, evenals vorst en overschaduwning. De plant kan in een groeiseizoen al een omvang bereiken van 70 cm hoog en 70 cm breed, met tot drie millimeter dikke wortelstokken en halmen.

Wanneer tijdens een experiment jonge kiemplanten van 20-30 millimeter hoog geconfronteerd worden met een permanente waterlaag van 40 mm, vertoont maar 25 % van deze planten normale groei (Armstrong et al., 1999 (b)). Er treedt zelfs helemaal geen groei op wanneer het water grote hoeveelheden algen bevat en er tevens een hoge concentratie fosfaat in het water aanwezig is. Planten (30-40 mm hoog) die onder laboratoriumomstandigheden (continue licht en 23 °C) werden geïnundeerd met schoon water, vrij van algen, overleefden deze inundatie voor ten minste 24 dagen. Door de onderzoekers wordt gesuggereerd dat de kieming en groei van kiemplanten van Riet het best verloopt onder goede vochtige omstandigheden zonder de aanwezigheid van algenrijk- en eutroof water. Verder is het van belang dat er tijdens het kiemingsproces geen permanente inundatie optreedt.

Weisner en Ekstam (1993) vonden in Zweden dat alleen die planten van 1 jaar oud die tijdens een inundatie van 80 cm water groei vertoonden boven het wateroppervlak, de zomer overleefden. Ook toonden zij aan dat de hoogte van de jonge planten in het eerste jaar, die afhankelijk is van een vroege kieming in het vroege voorjaar, van invloed is op de water-diepte tolerantie van de plant gedurende het tweede jaar. Een ander onderzoek, door Mauchamp et al (2001) naar de effecten van overstroming op de groei van rietzaailingen bracht aan het licht dat bij een 50-80% overstroming van het bladoppervlak, van 40, 60 en 80 dagen oude zaailingen de biomassa en groei toenamen. Totale overstroming leidde tot de afname in biomassa, lengtegroei en lengtetoenamen van de internodia. Sterfte vond alleen plaats bij permanente overstroming van 40 dagen oude zaailingen. Volgens Armstrong et al (1999(b)) en Mauchamp et al (2001) is de tijd en duur van droogval van een sediment als ook de hoogte van de overstroming na vestiging van fundamentele betekenis voor de succesvolle waterwaardse uitbreiding van Riet. Bij een vestigingsexperiment van Riet in het Drontermeer zijn tijdens een periode van extreem hoogwater mogelijk vele kiemplanten verdronken (Rommelzwaal et al., 1999).

Rietplanten zijn in staat om zich door middel van fenotypische plasticiteit aan te passen aan dieper water (Vretare et al., 2001). Om tot deze aanpassing te komen vindt er vanuit de plant een groter voedsel transport naar de stengel plaats. Dit heeft tot gevolg dat er minder maar wel langere riethalmen geproduceerd worden. Het inbouwen van extra voedingsstoffen in de stengel heeft consequenties voor de hoeveelheid voedingsstoffen die naar het wortelsysteem vervoerd kunnen worden. Dit heeft weer gevolgen voor de absorbtie van nutriënten door de wortels en voor de verankering van de plant in het sediment. Planten in diep water hebben daarom een grotere kans om ontworteld te worden dan planten in ondiep water.



Figuur 7 Fasen in de levenscyclus van Riet (naar Vermaat, 2002)

## 2.4 Plant

### 2.4.1 Interne zuurstofhuishouding

Al aangegeven is dat Riet beschikt over een intern gastransportsysteem. Dit systeem is van levensbelang voor de rietplant. Het systeem is belangrijk omdat het de ondergrondse delen voorziet van zuurstof. Door dit transport is het voor de plant mogelijk om in dieper water door te dringen. Tevens zorgt zuurstof voor de oxidatie van het sediment rondom de wortel. Het zorgt niet voor de oxidatie van het gehele sediment, maar er ontstaat een aëroob laagje om de wortels in het anaëroob sediment. Dood Riet en rietstoppels ventileren het in het sediment gevormde  $\text{CO}_2$  en  $\text{CH}_4$  naar de atmosfeer (Armstrong et al 1991; Brix et al., 1996). Een blokkade van het gastransportsysteem heeft grote gevolgen voor het functioneren van de plant. Een verminderde toevoer van zuurstof naar de wortels heeft groeistagnatie en volledig gereduceerde sedimenten tot gevolg. Het laatste leidt weer tot de vorming van toxische stoffen in het sediment welke schadelijk kunnen zijn voor de plant (zie 2.3.3 en 2.3.4).

Uit onderzoek door Beckett et al (2001) blijkt dat niet vitale rietbestanden (Die-back) een hogere weerstand van het gastransportsysteem hebben dan vitale rietbestanden. Armstrong (1996) concludeert dat grote hoeveelheden insecten zoals stengel- en rhizoomboorders, schimmels, toxische zuren en sulfiden, mechanische schade en overstromingen van stoppels belangrijk kunnen zijn voor de achteruitgang van waterrietbestanden. Al deze factoren kunnen er voor zorgen dat er minder of geen

gastransport meer plaatsvindt in de plant omdat er blokkaden (callus) en/of lekkages binnen het gastransportsysteem optreden. Boorgaten van insecten hebben grote gevolgen voor het functioneren van het gastransportsysteem. Gaten in levende stengels zorgen voor een afnemend gastransport terwijl gaten in dode stengels het gehele gastransport stil kunnen leggen (Armstrong et al., 1996). Afgestorven Riet en stoppels van gemaaid Riet hebben in de zuurstofvoorziening van de overwinterende wortels en wortelstokken een belangrijke functie.

Volgens Tschardtke (1999) is de gestippelde rietboorder (*Archanara geminipuncta*) van grote invloed op de structuur van een rietgemeenschap, vooral door de grote schade die deze aanricht aan stengels. Ook een hoge luchtvochtigheid, te weinig levende stengels en te weinig oude stengels en/of stoppels binnen een rietbestand zorgen voor een verminderde gastransport (Armstrong et al., 1991; Armstrong et al., 1996).

Polvorming bij Riet, wat geassocieerd wordt met een niet vitaal rietbestand, wordt veroorzaakt door een stagnerend gastransportsysteem in de wortelstokken (Van Putten, 1997). Wanneer het zuurstoftransport tussen de rhizomen en de apicale knoppen wordt geblokkeerd (door bijvoorbeeld vorming van callus) sterven de apicale knoppen en stagneert de apicale groei. Het verdwijnen van apicale groei heeft tot gevolg dat er een ongecontroleerde groei optreedt van nog rustende knoppen. Dit leidt uiteindelijk tot een polvormige structuur van de plant.

Ook de respons van de schade door de gestippelde rietboorder op rietplanten laat een hogere productie van zijstengels zien (Tschardtke 1999). Schade aan het gastransportsysteem kan ook hier een verklaring zijn.



## **3 Factoren**

### **3.1 Genetische diversiteit van Riet-populaties**

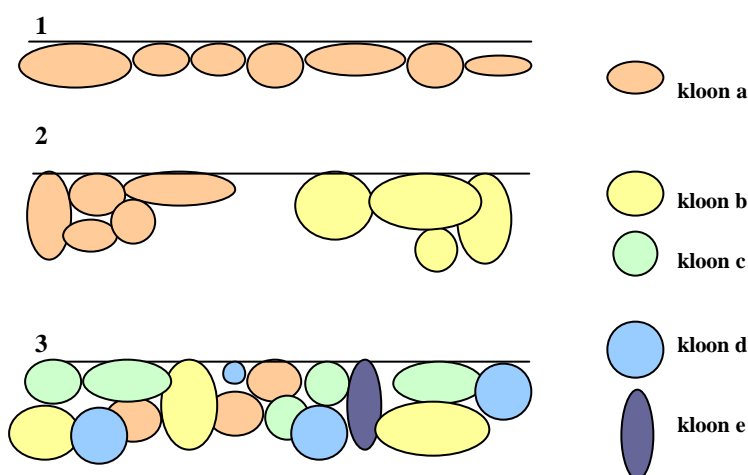
Riet vormt over het algemeen dichte, tot soms monospecifieke bestanden in de littorale zone van meren, plassen, langs rivieren en ondiepe moerassen (Brix, 1999). Veel van deze bestanden zijn monoklonaal of laag polyklonaal. De genetische diversiteit is daarom laag. Er zijn aanwijzingen dat de achteruitgang van waterriet in Europa mede wordt veroorzaakt door de te lage genetische diversiteit van Riet-populaties (Brix, 1999). Volgens Koppitz et al (1997) begint de rietkolonisatie van een meer bij de oever waarna slechts enkele klonen zich verspreiden naar open water. Hieruit valt af te lezen dat maar enkele klonen de genetische aanpassingen bezitten die het mogelijk maakt om in dieper water door te dringen. Het betreft hier vooral klonen die zich vanuit de oever, via vegetatieve vermeerdering, naar dieper water begeven. Volgens Koppitz & Kühl (2000) berust de lage genetische diversiteit van rietbestanden op natuurlijke selectie. De littorale zone van een meer kan na kolonisatie van Riet bestaan uit polyklonale bestanden. In de tijd zullen echter, door verschillende vormen van stress (bijvoorbeeld begrazing, schade door insecten en golfbeweging) monoklonale bestanden overblijven. Monoklonale rietbestanden en Riet-populaties met een lage genetische diversiteit zullen zich vervolgens aanpassen aan een stabiele situatie (Koppitz & Kühl, 2000). Ze zullen echter gevoelig zijn voor veranderde milieu-omstandigheden, zoals bijvoorbeeld eutrofiëring. De klonale compositie van rietbestanden is dus van belang als het gaat om de reactie van de populatie op veranderde milieuomstandigheden (al eerder zijn genoemd translocatie en assimilatie ecotypen, zie 2.1.4). Dit betekent dat, afhankelijk van de specifieke klonale compositie van een rietbestand, een variabele deel van de rietpopulatie beïnvloed wordt en mogelijk afneemt bij veranderde milieuomstandigheden.

Monoklonale rietbestanden bezitten mogelijk een veel lagere plasticiteit. Dit impliceert dat monoklonale rietbestanden die zijn aangepast aan lage nutriënten concentraties (mesotroof) kunnen degenereren wanneer er een sterke toename van nutriënten optreedt (eutroof/hypertroof) (Rolletschek et al., 1999). In dit geval is eutrofiëring direct verantwoordelijk voor de degeneratie van rietbestanden. De degeneratie van een rietbestand (Die-back) kan dus te maken hebben met het feit dat enkele klonen zich niet kunnen aanpassen aan veranderde milieuomstandigheden. Is een bestand monoklonaal dan kan er sprake zijn van een totale sterfte van de populatie.

Volgens Koppitz & Kühl (2000) en Kühl et al (1999) zijn rietbestanden die bestaan uit klonen die voorkomen in de vorm van een kettingstructuur of in clusters gevoeliger voor verandering in milieuomstandigheden dan polyklonale rietbestanden groeiend in een mozaïekstructuur (zie figuur 8). Een kettingstructuur van klonen wordt vaak aangetroffen in wateren met een relatieve smalle littorale zone.

Er kan ook nog sprake zijn van een ‘onzichtbare’ rietdegeneratie (Kühl & Neuhaus, 1993). Verschillende klonen van een Riet-populatie reageren, door fysiologische en morfologische kenmerken, verschillend op stress-situaties. Enkele van deze klonen zullen sterven. De gaten die deze klonen achterlaten in de populatie worden echter ingenomen door die klonen die wel aangepast zijn. Er zal daardoor echter een populatie ontstaan met een verminderde genetische capaciteit om te reageren op nieuwe stresssituaties.

Een ander nadelig effect van Monoklonale rietbestanden is de hoeveelheid geproduceerd zaad. Uit onderzoek blijkt dat de zaadzetting van Riet relatief laag is, gemiddeld rond de 10% (Van der Toorn, 1972; Ishii et al., 2002). Volgens Ishii et al (2002) is pollenlimitatie, die vooral voorkomt in monoklonale rietbestanden (geen zelfbestuiving, geremde kruisbestuiving en verminderde vruchtbaarheid van pollen), verantwoordelijk voor deze lage zaadproductie.



*Figuur 8 Schematische rietbestanden A: monoklonaal als kettingstructuur B: mono- polyklonaal als clusterstructuur en C: polyklonaal als mozaïekstructuur.*

### 3.2 Begrazing

Op veel plaatsen speelt begrazing van de helofytenzone langs rivieren en in mindere mate in laagveengebieden een sterk sturende rol. De ontwikkeling van een helofytenmoeras verdraagt zich niet goed met veebeweiding. Alleen op zeer extensief begraasde plaatsen kan een rietmoeras zich optimaal ontwikkelen of handhaven (Coops en Kappers, 2001). Bij extensieve begrazing kunnen grote grazers vrijwel uitsluitend met het aanbod aan grassen in hun behoefte voor onderhoud en groei voorzien. In een gevarieerd landschap bestaat het dieet echter nooit geheel uit grassen. Afhankelijk van de extensiviteit en aanbod zal er ca 5 tot 20% van het dieet bestaan uit kruiden, helofyten, ruige grassen en houtigen (Cornelissen en Vulink, 2001). Bij een intensieve begrazing kunnen de dieren niet meer volledig met het aanbod van grassen in hun behoefte voorzien. De dieren zullen nu ook moeten overstappen op andere vegetatietypen. De druk op deze vegetatietypen, waaronder



helofytenzones, is hier groter dan bij extensieve begrazing. Struweel- en bosontwikkeling wordt bij een intensieve begrazing onderdrukt.

De belangrijkste natuurlijke grazers in een moerassysteem zijn ganzen. Omdat grote aantallen ganzen vooral voorkomen in grootschalige, open gebieden kan hun invloed op de ontwikkeling van rietmoerassen soms zeer groot zijn. In de Oostvaardersplassen zijn na 1975 stelselmatig helofytenvegetaties geruimd door overwinterende ganzen (Jans & Drost, 1995). Door de sterke vernatting van het gebied na 1975 (vanwege de aanleg van een kade) werd het een ideaal overwinteringsgebied voor ganzen. Hoogstwaarschijnlijk is het opgraven van wortelstokken door ganzen in het ondiepe water het meest desastreus geweest. Ook tijdens experimenten met helofytenzones in het Volkerak-Zoommeer is de begrazingsdruk door Grauwe ganzen groot geweest (Tosserams et al., 1999). Het afrasteren van grotere oppervlakte oevergebieden tegen watervogels biedt volgens Tosserams et al (1999) goede mogelijkheden om de ontwikkeling van een geïnundeerde helofytenvegetatie in gang te zetten. Na een goede ontwikkeling van de helofytenzone binnen de rasters kunnen na drie tot vier jaar de rasters worden verwijderd.

Bij een onderzoek in het Drontermeer bleek dat de begrazing door herbivore watervogels de waterwaardse uitbreiding van Riet vertraagde of zelfs beperkte (Remmelzwaal & Verheule, 1999).

Volgens Vermaat (2002) kan een sterke begrazingsdruk door vee (vanaf de oever) en ganzen (vanuit het water) een helofytenbestand binnen enige jaren decimeren. Een hoog waterpeil (>50 cm) in de winter beschermt de overwinterende wortelstokken tegen opgraven door watervogels. Ook zullen ganzen op een drooggevalen bodem geen wortelstokken opgraven.

### **3.3 Wind en golfslag**

Oevers van meren en plassen kennen een vaste zonering van vegetatietypen. In de littoralezone, die afwisselend nat en droog is, staan helofyten. Aangezien erosie juist rond deze zone optreedt, vormen helofyten de belangrijkste groep met betrekking tot oeverstabiliteit (Wessels et al., 2002). In de diepere (waterwaardse) delen bestaat de helofytenzone alleen uit hoog uitgroeiende oeverplanten, die over het algemeen zeer tolerant zijn voor overstromingen, zoals Riet. Bij extreme golfslag, bijvoorbeeld door bepaalde vormen van watersport en scheepvaart, kan Riet zich echter niet meer handhaven.

Ook bij een vast waterpeil treden er problemen op, omdat de golfwerking zich dan concentreert op een kleine zone, waardoor de schade aan de helofyten aanzienlijk toeneemt. De golfenergie hangt samen met de golfhoogte. Als een golf de oever nadert, verliest deze steeds meer energie door de golfbreking, bodemwrijving en demping door stromingsremmende structuren, zoals plantenstengels (Coops, 1999). De sterke kracht die hierbij wordt uitgeoefend, kan zo sterk zijn dat de bodem erodeert of plantenstengels afbreken. Hoe hoger het waterpeil, des te kleiner het

effect op de bodem, maar des te groter is de oppervlakte van de plant die aan de golfkracht blootstaat.

Een niet vitaal rietbestand, waar de beworteling en dus verankering van de plant niet optimaal is zal een extra stress factor, zoals golfbelasting, hoogstwaarschijnlijk niet overleven.

In een rietbestand geven de individuele stengels elkaar steun. Hierdoor is een groep stengels sterker dan een enkele individu (Coops, 1999). Na het afbreken van een stengel, door bijvoorbeeld extreme golfslag, kan een rietstengel zich door hergroei herstellen. Uit de rustende knoppen groeien, na afbreken van de primaire stengel, dunne secundaire stengels. Beschadigd Riet heeft in plaats van enkele dikke stengels veel dunne stengels die veel minder sterk zijn.

## **4 Verschillen tussen processen in laagveen- en rivierkleigebieden**

Waar in laagveengebieden vaak een stabiel waterpeil wordt aangehouden, hebben we in het rivierengebied te maken met een dynamisch systeem. Het voorkomen van moerassen langs de benedenrivieren van Nederland wordt vooral bepaald door de eigenschappen van dagelijkse, getijbeïnvloede waterstandsfluctuaties, zoals bijvoorbeeld in de Biesbosch. Zoetwatergetijdengebieden, zoals de Biesbosch vallen echter buiten het kader van deze studie.

Bovenstreams langs de grote rivieren domineren riet- en biezenmoerassen met een relatief lage hydrologische en morfologische dynamiek, vooral omdat ze extreme standplaatscondities zoals het frequent uitdrogen en overstromen niet kunnen verdragen (Coops en Kappers, 2001). Wienk et al (2002) geeft een uitgebreide uiteenzetting over de gevolgen van frequent droogvallen en overstromen van een moerassysteem en welke processen hierbij optreden. Frequent overstroome gebieden in het buitendijkse deel van het rivierengebied ondervinden een frequente afwisseling van aërobe en anaërobe processen. Wanneer anaërobe processen overheersen, zal er organisch materiaal accumuleren. Overstroomt een gebied waar vooral aërobe processen plaatsvinden dan zal het gevormde nitraat snel denitrificeren en zullen er aan ijzer gebonden fosfaten vrij komen. De duur van een overstroming bepaalt de mate waarin de bodem gereduceerd wordt. De mate van daling van het redoxpotential bepaalt de mate van vrijkomen van gassen en nutriënten. Ook de waterstand vóór de overstroming is van groot belang. Ligt deze onder het maaiveld, dan heeft de overstroming grote gevolgen voor het redoxpotential van het systeem.

Als een helofytenvegetatie wordt overstroemd, dan verdwijnt nitraat uit de bodem (denitrificatie) en accumuleert het minder mobiele ammonium. Het stikstofgehalte van het water zal met name daar verlaagd worden, waar een wisseling van het nitrificatie-denitrificatie proces plaatsvindt. Afwisselingen van droge en natte omstandigheden leiden tot hoge denitrificatiesnelheden, waardoor een belangrijke verlaging van de N-concentratie van het water wordt bereikt.

In een moerasachtig systeem heeft een overstroming vooral effect op de sedimentatie, lichtbeschikbaarheid en de dikte van het aërobe laagje. Verder bepaalt de grootte van het oppervlak dat afwisselend overstroomt en droogvalt de intensiteit van nitrificatie en denitrificatie.

De overstromingsduur bepaalt ook of de planten de overstroming overleven of niet. Als de waterstand in een rivier tijdens het groeiseizoen plotseling verhoogd wordt, dan heeft dit grote gevolgen voor de aanwezige vegetatie. Een hoogwatergolf (3 meter) in juli 1980 zorgde in de Oude waal bij Nijmegen voor een sterke afname van het Mattenbies- en Lisdoddenbestand en een minder sterke afname van het rietbestand. In de jaren erna vond er echter een geleidelijk herstel van de bestanden plaats (Coops en Kappers, 2001).

Volgens Van den Brink et al (1995) is er een indicatie dat de afname van bestanden van helofyten in matig dynamische uiterwaarden (langs Maas en Rijn), het gevolg is van een combinatie van organisch hoog belaste en gereduceerde sedimenten en de verhoogde frequentie van zomeroverstromingen. Niet alle helofyten zijn even gevoelig voor de effecten van organisch hoog belaste en gereduceerde sedimenten in combinatie met een verhoogde frequentie van zomeroverstromingen. Riet voelt zich niet thuis op hoog organisch belaste en gereduceerde bodems (Clevering, 1999), zeker niet als daar een extra stressfactor als overstroming bijkomt. Mattenbies, Kleine lisdodde en Kalmoes zijn echter toleranter voor deze sedimenten (-200 tot 100 mV), zelfs wanneer er sprake is van een gedeeltelijke inundatie van de planten (Van den Brink et al., 1995). Een totale overstroming heeft ook bij deze planten groeiremming tot gevolg.

Volgens Coops en Kappers (2001) is het voorkomen van riet- en biezengroeiingen in het bovenrivierengebied beperkt tot die plaatsen waar 's zomers het grondwater tot het maaiveld te vinden is en er niet tot nauwelijks sprake is van een zomerinundatie van meer dan 1 meter diepte. Door te groeien op hoger gelegen standplaatsen kan Riet ontsnappen aan frequente zomerinundaties, deze plaatsen zijn echter weer gevoeliger voor verdroging, begrazing en verlanding.

Golven en vooral stroming kunnen grote invloed hebben op de ontwikkelingsmogelijkheden van helofyten in een riviersysteem. Stroming heeft vooral invloed op de aanvoer van sediment. Op beschutte, laagdynamische plaatsen zal fijn slib bezinken en zullen er slibrijke platten ontstaan. Hier kan door de snelle bodemophoging en de ophoping van (grof)organisch materiaal een rietbestand in relatief korte tijd verruigen. Op plekken waar juist sprake is van stroming zal het fijne slib verdwijnen en zal er zand worden afgezet. Hier heeft een rietbestand te maken met de mechanische krachten van golven en stroming, met een relatief laag gehalte aan voedingsstoffen in het sediment en met de afvoer van dood organisch materiaal (Coops en Kappers, 2001).

Er is weinig bekend over de effecten van zware metalen, PCB's en andere microverontreinigingen op de groei en ontwikkeling van Riet. Een studie met hoge concentraties aan Cu, Na en Zn in het sediment van Riet liet geen effecten zien (onder mediterrane omstandigheden in Portugal) (Oliveira et al., 1999).

In het kader van het plan 'Ruimte voor de rivieren' zal er in de toekomst, door uiterwaardverlaging, aanleg van nevengeulen en het verwijderen of verlagen van zomerkades, een uitbreiding plaatsvinden van het areaal natte natuur in de buitendijkse gebieden van het rivierengebied. De maatregelen hebben in de eerste plaats tot doel de afvoer- en bergingscapaciteit van de hoogwaterbedding te vergroten. Voor het rivierbeheer is de belangrijkste randvoorwaarde dat de afvoercapaciteit van het winterbed onder maatgevende condities niet wordt verminderd (Coops en Kappers, 2001). Hoge helofytenvegetaties hebben ten opzichte van korte graslandvegetaties een relatief grotere hydraulische ruwheid. De weerstand van de vegetatie kan tijdens hoogwater zo groot zijn dat het de afvoer belemmert. Volgens Coops en Kappers (2001) zal bij een overstroming pas

substantiële afvoer door rietmoerassen plaatsvinden als de gehele vegetatie is geïnundeerd en het water over de begroeiing heen of door open delen in de vegetatie kan stromen. Het is dus de vraag of bepaalde rietbestanden (nu en in de toekomst) in de uiterwaarden een grote weerstand (hydraulische ruwheid) hebben. Dit kan negatieve gevolgen kan hebben voor de afvoer capaciteit van de rivier. Volgens Coops en Kappers (2001) zijn moerasvegetaties veelal te vinden in laagdynamisch uiterwaarddelen, groeien ze op laaggelegen locaties en is het niet te verwachten dat het doorbuigen van de vegetatie een significante bijdrage levert aan de ruwheid van de vegetatie (geschat wordt dat ongeveer 25% van de gesloten rietbestanden in de winter platligt, met een laagdikte van 0,1 meter). Wel moet men rekening houden met het feit dat de wintersituatie sterk verschilt van de zomersituatie.

Het maaien van rietbestanden in de uiterwaarden is geen optie omdat het Riet al bij geringe overstroming van de stoppels door verdrinking zal sterven.



## 5 Kansen voor vitale populaties van waterriet

### ***Laagveenmoerassen***

Figuur 9 geeft een overzicht van de belangrijkste processen en factoren die bij een niet-natuurlijk peilregime gezien worden als oorzaken voor de degeneratie van waterrietbestanden. Een niet-natuurlijkpeilregime wordt over het algemeen gezien als de bepalende factor voor de degeneratie van waterriet. Een natuurlijk peil zou daarom uitkomst moeten bieden (zie figuur 10). Toch zal dit niet voor alle laagveenmoerassen gelden. In moerassen waar sprake is van grote hoeveelheden strooisel en/of ander organisch materiaal in de littorale zone zal het tijden duren voordat deze laag op een natuurlijke manier is verdwenen. Het machinaal verwijderen van deze laag kan dan uitkomst bieden. Het eventueel laten staan van gezonde restpopulaties versnelt de expansie van Riet.

Omdat Riet niet graag groeit op plaatsen met grote hoeveelheden organisch materiaal zijn plaatsen die op de wind liggen het meest ideaal. Er is hier minder sprake van inspoeling van fijn en/of grof organisch materiaal tussen de rietstengels.

Het afvoeren van organisch materiaal door middel van wintermaaien van de rietvegetatie is een goede manier om de accumulatie van rietstrooisel tussen het riet tegen te gaan. Wel moet men er voor zorgen dat ruim boven het maaiveld gemaaid wordt omdat anders tijdens hoogwater de rietplanten kunnen verdrinken. Een gefaseerd maaibeheer verdient hier de voorkeur omdat bepaalde rietvogels in hun voortbestaan afhankelijk zijn van overjarig Riet.

Een natuurlijk peil hanteren in een water dat te vergelijken is met een badkuip zal weinig effect genereren. Het is daarom belangrijk dat in die gebieden waar men waterriet (terug) wil hebben sprake is van een juiste helling van de oeverzone.

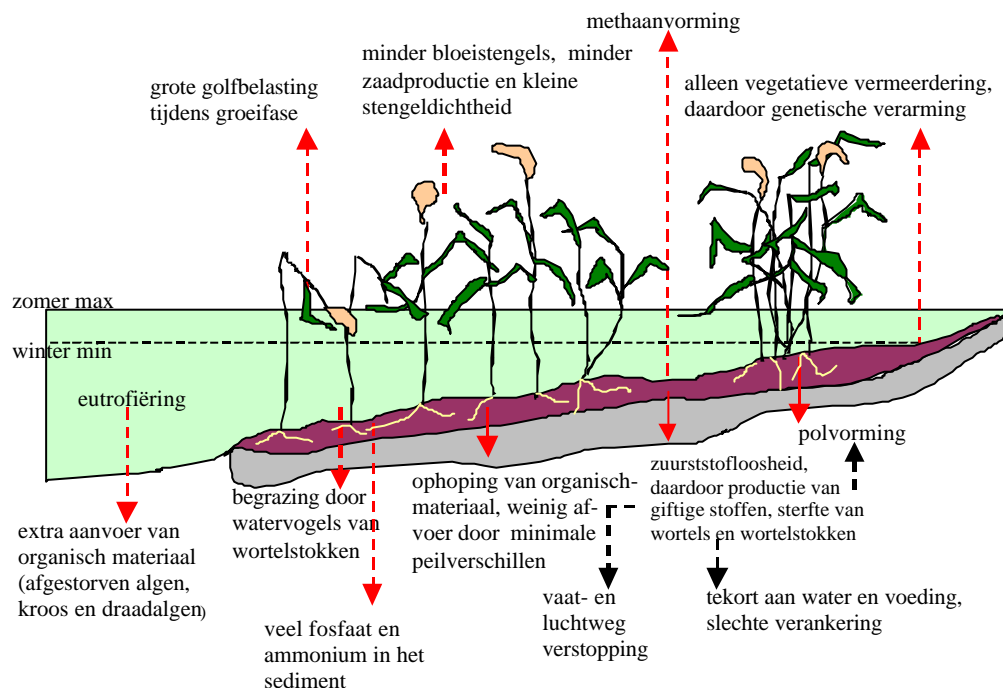
Generatieve verjonging van Riet is voor het voortbestaan van populaties van waterriet essentieel. Kwantitatief gezien zal er in de meeste gevallen sprake zijn van vegetatieve vermeerdering door wortelstokken. Diep waterriet (dieper dan 1 meter) ontstaat hoogstwaarschijnlijk alleen door vegetatieve vermeerdering. In een water met een brede littorale zone die in de zomer droogvalt kunnen verschillende genotypen van riet kiemen. Het aandeel rietplanten dat zich zo mogelijk uitbreidt naar dieper water is groter dan wanneer er geen generatieve verjonging plaatsvindt.

Kwalitatief gezien is generatieve verjonging mogelijk essentieel omdat polyklonale bestanden beter bestand zijn tegen stresssituaties dan monoklonale bestanden. Het is echter voor een beheerder visueel niet zichtbaar of een rietbestand al dan niet mono- ofwel polyklonaal is. De kans op een polyklonaal bestand onder een natuurlijk peilregime is echter groter dan onder een niet- natuurlijk peilregime.

Een water dat al tientallen jaren geen natuurlijk peilbeheer heeft gekend zal bij een natuurlijk peilregime waarschijnlijk een langzamer natuurlijk herstel laten zien dan

een water dat sinds enkel jaren een niet-natuurlijk peil heeft. Dit heeft, in het eerste geval, mogelijk te maken met de minder vitale restpopulaties die mogelijk monokonaal zijn. Maar ook een minder optimale zaadbank en eventuele restpopulaties van aangrenzende wateren kunnen van invloed zijn.

Om een versnelde ontwikkeling van een geïnundeerde rietvegetatie te bewerkstelligen is het naast het instellen van een meer natuurlijk en wisselend peilniveau, waardoor de kiemings- en vestigingsmogelijkheden voor Riet toenemen, mogelijk om Riet aan te planten of in te zaaien. Dit kan van belang zijn wanneer er slechte randvoorwaarden voor natuurlijke vestiging zijn, om oevers sneller te beschermen tegen erosie of om de vegetatie door de fase heen te helpen, waarin de gevoeligheid voor begrazing door vogels groot is (Rommelzwaal et al., 1999). Volgens Güsewell & Klötzli (2000) is de selectie van klonen, voor herintroductie doeleinden, van groot belang voor het uiteindelijke vestigingssucces. Ook Kühl & Zemlin (2000) komen tot de conclusie dat een succesvol herstel van waterriet afhankelijk is van de uiteindelijk geselecteerde en gebruikte klonen. Wil men in een moerasgebied werken aan het herstel of aan de introductie van waterriet door middel van entmateriaal, dan is vitaal en genetisch divers materiaal uit een gelijksoortig habitat mogelijk het meest geschikt.



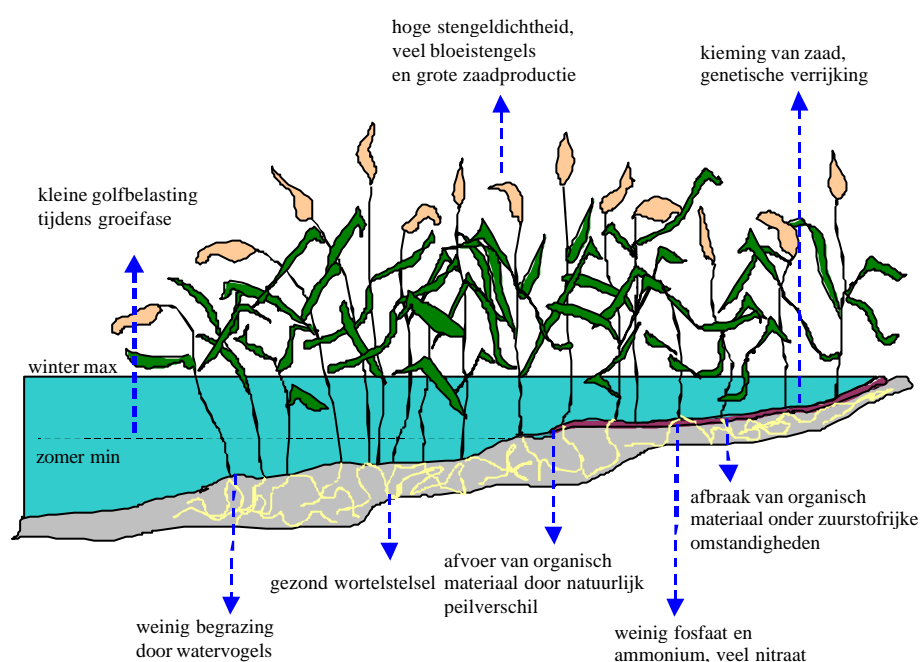
Figuur 9. processen en factoren die verantwoordelijk zijn voor de degeneratie van waterrietbestanden onder een niet-natuurlijk peilregime.

Eutrofiëring heeft mogelijk geen direct effect op de vitaliteit van Riet. De mogelijkheid van het bestaan van verschillende ecotypen wat betreft voedselrijkdom (assimilatie en translocatie) is nog steeds hypothetisch. Er zijn nog geen concrete aanwijzingen dat directe effecten van eutrofiëring leiden naar de degeneratie van waterrietbestanden. De indirecte effecten van eutrofiëring zijn echter niet te verwaarlozen. Grote hoeveelheden dode algen, kroos en draadalgen, als resultaat van



vergaande eutrofiëring, kunnen grote invloed hebben op de accumulatie van dood organisch materiaal in rietbestanden.

Voor veel laagveenmoerassen is er echter in de praktijk geen keuze wat betreft de kwaliteit van het oppervlaktewater. Zij zijn meestal aangewezen op de inlaat van eutroof, gebiedsvreemd water en hebben vaak te maken met ongewilde atmosferische depositie. De aanvoer van inlaatwater via een lange aanvoerrote door helofytenmoerassen naar een moerassysteem kan een zuiverende werking hebben op de kwaliteit van het water in een moerassysteem. De waterkwaliteit kan een gunstige verandering ondergaan als gevolg van deze lange aanvoerrote. Belangrijke processen hierbij zijn bezinking van gesuspendeerd materiaal met de daaraan gehechte stoffen, nitrificatie-denitrificatie en de opname en/of vastlegging in de vegetatie (Wienk et al., 2000).



*Figuur 10 Processen en factoren die verantwoordelijk zijn voor het herstel van waterrietbestanden onder een natuurlijk peilregime.*

Begrazing door vee en watervogels kan grote gevolgen hebben voor de vestiging en uitbreiding van waterrietvegetaties. Omdat grote aantallen ganzen vooral voorkomen in grootschalige, open gebieden zal het probleem zich niet snel voordoen in kleinschalige laagveenmoerassen. Een natuurlijk peilniveau zal ook de begrazingsdruk sturen waardoor er tijdens droogval en tijdens hoogwater in de winterperiode weinig begrazing door watervogels zal plaats vinden.

Intensieve begrazing van riet door vee langs de oever heeft grote gevolgen voor de expansie van Riet. Extensieve begrazing wordt daarom aangeraden op die gronden waar vee wordt toegelaten. Het uitrasteren van een helofyten gordel geeft echter een beter resultaat.

Het hanteren van een natuurlijk peilniveau in een laagveenmoeras kan grote gevolgen hebben voor het gehele systeem. Een periodieke waterstandsverlaging in de zomer kan mogelijk leiden tot verdroging van de hoger gelegen gebieden. Dit kan weer gevolgen hebben voor dieren als amfibieën, reptielen en weidevogels. Ook heeft verdroging mineralisatie tot gevolg wat weer invloed heeft op de verruiging van de vegetatie. Het aanwijzen en hanteren van hydraulisch onafhankelijke deelgebieden zal daarom het mogelijk tegenstrijdig functioneren van deze gebieden te niet doen.

In veel laagveenmoerassen is de successie tot een climax gekomen. Grote oppervlakte aan voorheen open water zijn nu dichtgegroeid met broekbos. Het kappen en het weer uitgraven van deze verlande systemen biedt goede mogelijkheden voor de uitbreiding van waterrietbestanden in de toekomst, wel moet er in deze petgaten een minerale bodem aanwezig zijn en is het uitgraven als een badkuip niet bevorderlijk voor de vestiging en groei van waterriet. Het kappen van moerasbos heeft tevens invloed op de winddynamiek in het moeras. Er zal een grotere windbelasting plaatsvinden op die plaatsen waar moerasbos is verwijderd. Vooral groeiplaatsen van Riet die op de wind liggen kunnen voordeel hebben bij een grotere winddynamiek.

### ***Rivierkleigebieden***

De inrichting van de buitendijkse gebieden langs de grote rivieren als moerassen lijkt een goede mogelijkheid om het areaal aan rietmoeras in Nederland uit te breiden. Of deze rietbestanden in staat zullen zijn de hoge waterstanden, die bij zomer- en winterinundaties optreden, te overleven hangt af van de frequentie en de hoogte van de waterstanden. Uit het wijdverbreide voorkomen van rietmoerassen in de uiterwaarden van rivieren kan afgeleid worden dat deze waterstanden geen groot probleem hoeven te zijn (Vermaat, 2000). Grote arealen rietmoerassen komen momenteel echter in het buitendijkse deel van het rivierengebied niet voor. Dit heeft meer te maken met de exploitatie en inrichting van het gebied dan met eventuele beperkingen die gekoppeld zijn aan hoog water.

Door uiterwaardverlaging, het verwijderen of verlagen van zomerkaden en de aanleg van nevengeulen zal het water al bij lagere rivierstanden de uiterwaarden in stromen.

Door deze verlagingen zullen de buitendijkse gebieden vaker overstroomd worden waardoor ze vernatten. Het grondwater zal daardoor hoger komen te staan.

Incidentele extreme afvoerpieken gedurende het groeiseizoen kunnen grote effecten hebben op helofytenbestanden. De frequentie is momenteel echter zo laag dat de meeste helofytenbestanden hier op langere termijn geen grote nadelige gevolgen van ondervinden. Door het uitdiepen en verlagen van delen van de uiterwaarden zullen deze incidentele extreme afvoerpieken mogelijk ook een lagere maximale amplitudo krijgen.

Rietmoerassen zullen in het rivierengebied mogelijk verschijnen op die plaatsen die matig dynamisch zijn. Een te grote dynamiek brengt een te grote mechanische belasting met zich mee en een te lage dynamiek te veel ophoping van rivierslib en

organische materiaal. Planten als Kleine lisdodde, Kalmoes en Liesgras worden vaak aangetroffen op plaatsen met een lage dynamiek. Een laag-dynamisch systeem zal mogelijk ook sneller verlanden. Daardoor ontstaan vegetaties die gedomineerd worden door ruigtekruiden (bijvoorbeeld Grote brandnetel, Harig wilgenroosje en Rietgras).

Volgens Coops en Kappers (2001) zijn momenteel geschikte groeiplaatsen voor Riet te vinden in hoogbekade uiterwaarden, bovenstrooms van de stuwen in de Nederrijn en in het Rijnstrangengebied. Dit zijn gebieden waar 's zomers het grondwater tot het maaiveld staat in combinatie met het niet of nauwelijks voorkomen van zomerinundaties van meer dan 1 meter diepte. Coops en Kappers (2001) geven tevens aan waar de ontwikkeling van moerasgebieden in het rivierengebied kan worden bevorderd. Voorbeelden van een hoge geschiktheid zijn: Beneden-IJssel en Boven-Lek. Redelijk geschikt zijn onder andere de Oostelijke en Westelijke Benedenwaal, Doorwerthse Rijn, Gestuwde Nederrijn en Lek, Peelhorstmaas, Venloslenkmaas en Maaskantmaas.

Begrazing van delen van het rivierengebied door grote grazers (runderen en paarden) kan grote gevolgen hebben voor de ontwikkeling van rietgrordels en rietmoerassen.

Een intensieve begrazing zal niet samen gaan met de ontwikkeling van rietgordels. Alleen op zeer extensief begraaide plekken kan een rietmoeras zich optimaal ontwikkelen of handaven. In veel natuurgebieden in het rivierenlandschap worden grote grazers ingezet om de verruiging van de vegetatie tegen te gaan. Het uitrasteren van helofytengordels rondom een riviermoeras is een mogelijkheid om grote schade aan een rietbestand te voorkomen.

Net als bij laagveenmoerassen is het mogelijk om via zaad en/of wortelstokken een snellere expansie van Riet te bewerkstelligen. Ook hier geldt dat een succesvol herstel of een eventuele introductie van waterriet afhankelijk is van de uiteindelijk geselecteerde en gebruikte klonen. Genetisch divers materiaal uit een gelijksoortig rivierhabitat is hier mogelijk het meest geschikt.

Helofyten, waaronder Riet, groeien in het rivierengebied op laaggelegen plaatsen in de uiterwaarden. Vaak wordt Riet in het rivierengebied ook aangetroffen aan de randen van winplaatsen, kleiputten en wielen. Veel van deze wateren hebben echter de vorm van een badkuip. Dit komt de waterwaardse expansie van Riet niet ten goede. Het afgraven van steile randen naar een meer natuurlijke gradiënt zal de waterwaardse expansie van Riet mogelijk positief beïnvloeden.

Een groter aandeel van waterriet binnen een bepaald moerassysteem kan in enkele gevallen samengaan met een afname van de specifieke natuurwaarden. Veel moerasbewoners zijn niet alleen gebonden aan één specifiek vegetatietype. Zij hebben voor hun voortbestaan, buiten bijvoorbeeld waterriet, andere vegetatietypen nodig om te nestelen, te foerageren of als rustgebied. Een monocultuur van Riet zal daarom de diversiteit van bijvoorbeeld moerasvogels aantasten. Een gezond moerassysteem is daarom gebaat bij een mozaïek van vegetatietypen, waarin voor

ieder organisme iets te vinden valt. Factoren als stormschade, kleinschalige begrazing door vee of watervogels, insectenvraat en periodieke waterstandsverlagingen of verhogingen maken het moeras dynamisch waardoor het voor plant, dier en mens aantrekkelijk wordt en blijft.

## 6 Conclusies

In deze literatuurstudie is bestaande kennis over de processen en factoren die een rol spelen bij de achteruitgang en herstel van waterriet op een rij gezet.

Voor laagveenmoerassen zijn dit:

- Een niet-natuurlijk peilbeheer is mede verantwoordelijk voor het verdwijnen van waterriet in Nederland. Negatieve processen, die het gevolg zijn van een niet-natuurlijk peilbeheer, en die direct verantwoordelijk zijn voor de degeneratie van waterriet zijn:
  - Accumulatie van organisch materiaal waardoor Riet oppervlakkig wortelt. Daardoor heeft de plant een slechte verankering en kan het niet optimaal nutriënten opemen.
  - Vorming van toxische stoffen (zuren en sulfiden). De afbraak van geaccumuleerd organisch materiaal vindt plaats onder anaërobe omstandigheden. Hierdoor ontstaan, door gisting, zuren en sulfiden die toxisch zijn voor de wortels en wortelstokken. Dit heeft directe vergiftiging van de plant tot gevolg. Tevens zorgen deze toxische stoffen voor de vorming van callus in het gastransportsysteem waardoor er blokkaden in het systeem optreden. Dit heeft tot gevolg dat er een tekort aan water en voeding ontstaat in de plant.
  - Genetische verarming van het rietbestand. Omdat de littorale zone niet meer droog valt zal rietzaad niet meer kiemen. Er ontstaan zo monoklonale rietbestanden in plaats van polyklonale rietbestanden. Monoklonale rietbestanden en Riet-populaties met een lage genetische diversiteit zijn gevoeliger voor veranderde milieu-omstandigheden.
  - Grotere golfbelasting. Bij een hoge waterstand in de groeiperiode zal de golfwerking zich concentreren op een kleine zone, hierdoor neemt de schade aan rietbestanden aanzienlijk toe waardoor plantenstengels kunnen afbreken en de bodem kan eroderen.
  - Begrazing door herbivore watervogels. Wanneer een omgekeerd waterpeilbeheer wordt aangehouden zal in de winterperiode het waterniveau lager zijn dan in de zomerperiode. Watervogels, vooral ganzen, kunnen bij een laag waterniveau de wortelstokken van Riet opgraven. Grote rietbestanden kunnen hierdoor verdwijnen.
- Eutrofiëring. Rietplanten kunnen goed groeien onder voedselrijke omstandigheden. Er zijn nog geen concrete aanwijzingen dat eutrofiëring een direct negatief effect heeft op de vitaliteit van waterriet. De indirecte effecten van eutrofiëring zijn echter wel van belang. Een grotere productie van dode algen, kroos en draadwieren als gevolg van eutrofiëring levert een grote bijdrage aan de accumulatie van dood organisch materiaal tussen de rietstengels.

Een natuurlijk peilbeheer bevordert de uitbreiding van Riet rondom de littorale zone. Door de lage waterstanden in de zomer zal er minder organisch materiaal tussen de rietstengels accumuleren, zal het opgehoopte organisch materiaal sneller afgebroken worden, toxische stoffen zullen oxideren, er zal kieming van rietzaad plaatsvinden, er is een minder grote golfbelasting en watervogels hebben geen kans om wortelstokken op te graven.

Eutrofiëring moet zo veel mogelijk worden tegengegaan om te zorgen dat er geen extra input van dood organisch materiaal plaatsvindt.

In moerassen waar sprake is van grote hoeveelheden strooisel en/of ander organisch materiaal in de littorale zone zal het tijden duren voordat deze laag op een natuurlijke manier verdwenen is. Het machinaal verwijderen van deze laag kan dan uitkomst bieden. Het eventueel laten staan van gezonde restpopulaties versnelt de expansie van Riet. Het uitgraven als een badkuip is niet bevorderlijk voor de waterwaardse expansie van riet. Een natuurlijk oplopende, geleidelijke gradiënt wel.

Om een versnelde ontwikkeling van een geïnundeerde rietvegetatie te bewerkstelligen is het naast het instellen van een meer natuurlijk en wisselend peilniveau mogelijk om Riet aan te planten of in te zaaien. Wil men in een moerasgebied werken aan het herstel of aan de introductie van waterriet door middel van entmateriaal, dan is vitaal en genetisch divers materiaal uit een gelijksoortig habitat mogelijk het meest geschikt.

Voor rivierkleigebieden zijn dit:

- Zowel laag-dynamische plaatsen (slib en organisch rijke sedimenten) als hoog-dynamische plaatsen (gevoelig voor erosie) zijn voor de groei van waterriet minder geschikt. Matig-dynamische plaatsen zijn mogelijk het meest geschikt.
- Incidentele extreme afvoerpieken gedurende het groeiseizoen kunnen grote effecten hebben op helofytenbestanden. De frequentie is momenteel echter zo laag dat de meeste helofytenbestanden hier op langere termijn geen grote nadelige gevolgen van ondervinden.
- Door uiterwaardverlaging, het verwijderen of verlagen van zomerkaden en de aanleg van nevengeulen zullen de uiterwaarden vernatten. Hierdoor ontstaan er mogelijk geschikte groeiplaatsen voor waterriet
- Een intensieve begrazing door vee zal niet samen gaan met de ontwikkeling van rietbestanden. Alleen op zeer extensief begraasde plekken kan een rietmoeras zich optimaal ontwikkelen of handhaven.

## **Aanbevelingen**

Ondanks de vele wetenschappelijke publicaties over de negatieve effecten van onnatuurlijke peilniveaus op de vitaliteit en groei van waterriet, heeft er in Nederland nog maar één goed gedocumenteerde praktijkproef naar het effect van peilbeheer op de uitbreidingskansen van helofyten plaats gevonden, namelijk in het Volkerak-Zoommeer (Tosserams et al., 1999). Deze praktijkproef valt echter buiten het kader

van deze studie omdat het systeem niet overeenkomt met een laagveen- of riviermoeras. Grootschalige veldgegevens van experimenten met peilbeheer in laagveen- of riviermoerassen ontbreken (zie Huiskes et al., 2003). Aanbevolen wordt dan ook om bij de uitvoering van herstelprojecten meer aandacht te geven aan waterriet en tevens maatregelen mee te nemen die hierop een positieve uitwerking hebben.





## Verklarende woordenlijst (zie ook Lamers et al., 2001)

- abiotisch** betrekking hebbende op het niet-levende. Abiotische factoren zijn: licht, temperatuur, vochtigheid, zuurgraad, zoutgehalte, enz.
- aëroob** zuurstof aanwezig; ofwel zuurstofverbruikend (tegenstelling: anaëroob).
- acclimatisering** het zich aanpassen aan een gewijzigd milieu
- anaëroob** zuurstof afwezig ofwel geen zuurstof verbruikend (tegenstelling: aëroob).
- aquatisch** in het water levend ofwel betrekking hebbend op het water (tegenstelling: terrestrisch).
- atmosferische depositie** afzetting vanuit de lucht in een ecosysteem.
- brak water** water met een ander chloridegehalte dan zoet water: zoet 0-0,3 g CL/l, zwak brak 0,3-3 g CL/l, matig brak 3-10 g CL/l en sterk brak >10 g CL/l.
- buffering** de mate waarin een milieu (water, bodem) bestand is tegen de aanvoer van zuren zonder zichtbaar effect (bv. opname van zuren stoffen zonder dat de pH sterk wijzigt).
- callus** wondweefsel: een los, witachtig weefsel dat ontstaat bij verwondingen van planten.
- denitrificatie** anaëroobe chemische afbraak van nitraten door bodembacteriën.
- detritus** het geheel van afgestorven organisch materiaal dat meestal op de bodem ligt (land en in het water).
- drijfzand** Vrij rondrijvende plantenmassa (van bijvoorbeeld Krabbescheer) waarop zich andere planten (o.a. Waterdriehblad, Waterscheerling, verschillende zeggen, en zelfs bomen kunnen vestigen
- ecologie** wetenschap (binnen de biologie) die de onderlinge betrekkingen tussen levende organismen bestudeert en hun betrekkingen met het woongebied (habitat) waarin ze leven. Het is m.a.w. de studie van het web dat organismen met elkaar en met hun milieu verbindt. In Nederland meestal als 'oecologie' geschreven. (Grieks, *oikos*: huis, *logos*: kennis). Ecologie is een zeer brede wetenschap. Men onderscheidt: *autecologie* of *auto-ecologie*, de studie van de betrekkingen tussen individuen of één soort en het woongebied; *synecologie*, de studie van de interacties van een levensgemeenschap met haar milieu; en de *populatie-ecologie*, de studie van de relaties tussen een populatie van een bepaalde soort en het milieu waarin ze voorkomt.
- eutrofiëring** teveel aan voedingsstoffen in het oppervlaktewater waardoor de groei van bepaalde planten wordt gestimuleerd (bijvoorbeeld algenbloei en groei van kroos) en de kwaliteit van het water vermindert.
- eutroof** rijk aan productielimiterende voedingsstoffen, waardoor de primaire productie hoog is en de wateren vaak troebel kunnen zijn door algenbloei. In aquatische systemen als de concentratie van ortho-fosfaat in het water hoger is dan  $4 \mu\text{mol L}^{-1}$  ( $>0.12 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ )
- externe eutrofiëring** eutrofiëring als gevolg van de extra aanvoer van nutriënten van buiten het systeem, bijvoorbeeld via inlaatwater
- fenotype** de verschijningsvorm van een plant of dier, die ontstaat als gevolg van het eigen erfelijk materiaal (genotype) en de invloed die van de omgeving uitgaat (zonneshijn, neerslag, temperatuur, enz.).

- fotosynthese** de synthese van organische verbindingen met behulp van lichtenergie die door chlorofyl wordt geabsorbeerd. Fotosynthese treedt op bij alle hogere groene planten en bij blauwwieren.
- gebiedseigen water** grond- en/of oppervlaktewater dat min of meer van nature binnen het beschouwde gebied voorkomt, als tegenhanger van gebiedsvreemd water.
- gebiedsvreemd water** grond- en/of oppervlaktewater dat van buiten het beschouwde gebied aangevoerd wordt, vaak met een duidelijk andere chemische samenstelling (macro-ionen, nutriënten) dan het gebiedseigen water.
- genetische isolatie** isolatie van een populatie waarbij er geen uitwisseling van genen meer is met andere populaties van dezelfde soort. Deze isolatie gebeurde in het verleden vaak door geologische of klimatologische fenomenen; in recentere tijden door de verandering van grondgebruik, zoals fragmentatie van habitats, aanleggen van kanalen, snelwegen, enz. Het resultaat kan zijn dat zo'n geïsoleerde populatie op termijn uitsterft.
- genetische variatie** de genetische verschillen tussen individuen van een bepaalde soort of populatie.
- genotype** het geheel van erfelijke eigenschappen van een individu. Het genotype bepaalt samen met de invloed van omgevingsfactoren het fenotype
- herintroductie** het uitzetten van dier- of plantensoorten in een gebied waar ze vroeger hebben geleefd
- hypertroof** toestand van een habitat of ecosysteem dat zeer rijk is aan voedingsstoffen voor algen en planten, zoals stikstof en fosfor. In aquatische systemen als ortho-fosfaat in het water niet langer limiterend is ( $>10 \mu\text{mol L}^{-1}$ ;  $>0.3 \text{ mg PO}_4^{3-}\text{P L}^{-1}$ ) en ook N niet limiterend is.
- interne eutrofiëring** eutrofiëring door het versneld vrijkomen van nutriënten binnen het systeem (met name in venen), bijvoorbeeld door een verandering van waterkwaliteit
- ion** een geladen atoom of groep atomen
- kloon** een groep organismen of cellen die uit één enkele ouder of cel zijn ontstaan door ongeslachtelijke voortplanting, door parthenogenese of door genetische manipulatie, en die bijgevolg identiek zijn.
- kragge** min of meer stabiele, drijvende veenmassa, bijeengehouden door de wortels en wortelstokken van de daarop groeiende planten (o.a. Riet en Kleine lisdodde). Meestal vastzittend aan en gevormd vanaf de oever, hoewel stukken kragge los kunnen raken en op deze wijze eilandjes vormen.
- kwel** het uittreden van grondwater onder invloed van grotere stijghoogten buiten het beschouwde gebied.
- laagveen** veen waarvan de toplaag gebufferd is tegen zuur, door de infiltratie van kalkrijk grond- en/of oppervlaktewater. Laagvenen kunnen mesotroof, eutroof of hypertroof zijn.
- legakker** stuk land gelegen tussen petgaten (meestal 2-5 meter breed), waarop het gewonnen natte veen te drogen werd gelegd. Onvergraven legakkers worden ook wel ribben genoemd.
- lemniden (Lemnaceae)** groeivorm van vrij op het water drijvende waterplanten met kleine bladeren zoals Eendekroos.

- littorale zone** omvat de waterplantenzone en vaak, afhankelijk van bijv. golfslag en peilfluctuaties, een onbegroeide, zeer ondiepe oeverzone. De plantenzone kent een complexe levensgemeenschap waarin interacties tussen vegetatie, plankton, macrofauna, vis en watervogels een rol spelen.
- macrofyt** aquatische grote plant, ook voor grote wieren, waaronder kranswieren en draadwieren, gebruikt ter onderscheiding van microscopische algen.
- mesotroof** matig voedselrijk, waardoor micro-algen niet kunnen gaan domineren: gedomineerd door macrofyten. In aquatische systemen als concentratie van ortho-fosfaat in het water tussen de 0.6 en 2  $\mu\text{mol L}^{-1}$  ligt (0.02-0.06  $\text{mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ ).
- methanogenese** microbiële productie van methaan, bijvoorbeeld in moerassen.
- mineralisatie** de omzetting van een nutriënt van organisch gebonden vorm naar anorganisch wateroplosbare vorm, als gevolg van biologische of chemische omzetting.
- oligotroof** relatief arm aan voedingsstoffen, in aquatische systemen als de concentratie van ortho-fosfaat in het water lager is dan 0.6  $\mu\text{mol L}^{-1}$  ligt (0.02  $\text{mg PO}_4^{3-}\text{-P L}^{-1}$ ).
- oxidatie** zie redoxreactie.
- petgat** laagveensloot, ontstaan door vervening. Door wind- en watererosie kunnen (smalle) legakkers tussen petgaten verdwijnen, waardoor veenplassen (wieden) ontstaan.
- pH** maat voor zuurgraad. Het negatieve 10-logaritme (p) van de concentratie aan zuur-ionen ( $\text{H}^+$ ) in water of in een waterige oplossing; hierdoor correspondeert een lagere zuurgraad met een hogere pH. pH 6.5 is zo neutraal als melk, pH 3 zo zuur als azijn.
- plankton** microscopische aquatische organismen waarvan de positie of verdeling vrijwel geheel afhankelijk is van de waterbeweging.
- redoxpotentiaal** reductie-oxidatiepotentiaal. Een maat voor de neiging van een bepaald systeem om elektronen af te staan (electronendor of reductor) of juist op te nemen (electronacceptor of oxidator). In een bodem kan de gemiddelde redoxpotentiaal van alle optredende reacties gemeten worden, die als een (grote) indicatie voor het belangrijkste optredende redoxproces gebruikt kan worden. De redoxpotentiaal wordt dus bepaald door biogeochemische processen, maar heeft zelf ook weer een grote invloed op (bodem) processen, zoals de oplosbaarheid van metalen en macronutriënten. De gemeten potentiaal wordt over het algemeen omgerekend naar de normaal-waterstofpotentiaal (Eh), waardoor de waarde onafhankelijk wordt van de gebruikte referentie-electrode.
- redoxreactie** reductie-oxidatiereactie. Chemische reactie waarbij de overdracht plaatsvindt van elektronen van een electronendor (vaak een organisch molecuul) naar een electronacceptor (vaak anorganisch). De afgifte van elektronen heet oxidatie, de opname reductie. Verschillende groepen micro-organismen maken gebruik van redoxreacties om energie te winnen. Voorbeelden van ecologisch belangrijke redoxreacties zijn ijzeroxidatie (vooral chemisch), denitrificatie (microbieel), sulfaatreductie (microbieel), en methaanproductie (microbieel).
- reductie** zie redoxreactie.

**rhizoom** wortelstok. Horizontale stengel, meestal ondergronds of in het sapropelium, van waaruit op knopen wortels en spruiten ontstaan.

**sapropelium** anaerobe sterk organische laag op de bodem van sommige aquatische systemen, zoals veenwateren, waarin decompositie plaatsvindt.

**veen** accumulatie van gedeeltelijk afgebroken plantenmateriaal onder min of meer waterverzadigde omstandigheden.

**verdroging** significante afname van de vochtvoorziening voor organismen, bijvoorbeeld door verlaging van het (grond)waterpeil. Binnen het natuurgebied worden vaak ook indirecte effecten van verdroging, zoals verdrogingsgerelateerde verzuring en de effecten van het inlaten van water, onder deze term gebracht.

**verlanding** overgang van een aquatische fase naar een terrestische, door vorming van drijfzand, kraggen of door uitbreiding van de helofytenzone.

**vermesting** zie eutrofiëring.

**vervening** winning van veen ten behoeve van brandstofvoorziening, horticultuur, actief koolstofproductie.

**verzuring** afname van het zuurbufferende (zuurneutraliserend) vermogen van water of bodem. Verzuring kan zowel natuurlijk als door antropogene oorzaken hebben.

**wetland** zoet, brak of zout (semi) aquatisch ecosysteem dat (periodiek) drassig is of een ondiepe waterlaag heeft en dat gedomineerd wordt door planten. Voorbeelden zijn moerassen, laagvenen, hoogvenen, broekbossen en vennen. De definitie voor de maximale diepte van wetlands en de lengte van de jaarlijkse periode met een waterverzadigde bodem kan sterk verschillen.

**zoet** water dat relatief arm is aan chloride ( $< 8.5 \text{ mmol CL}^- \text{ L}^{-1}$ ;  $< 0.3 \text{ g CL}^- \text{ L}^{-1}$ ).

## Literatuur

- Armstrong, J., Armstrong, W., 1991. A convective gas through-flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 39, 75-88.
- Armstrong, J., Armstrong, W., Armstrong, I.B., Pittaway, G.R., 1996. Senescence, and phytotoxin, insect, fungal and mechanical damage: factors reducing convective gas-flows in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 54, 211-226.
- Armstrong, J., Armstrong, W., 1999. *Phragmites* die-back: toxic effects of propionic, butyric and caproic acids in relation to pH. *New Phytol* 142, 201-217.
- Armstrong, J., Afreen-Zobayed, F., Blyth, S., Armstrong, W., 1999(b). *Phragmites australis*: effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aquatic Botany* 64, 275-289.
- Armstrong, J., Armstrong, W., 2001. An overview of the effects of phytotoxins on *Phragmites australis* in relation to die-back. *Aquatic Botany* 69, 251-268
- Asaeda, T. & L. Hung Nam, 2002. Effects of rhizome age on the decomposition rate of *Phragmites australis* rhizomes. *Hydrobiologia* 485, 205-208.
- Boer, den T., 1999. Moerasvogels vragen om eigen rietbeheer. *De levende Natuur*. 100, 67-70.
- Boer den, T., 2000. Beschermingsplan moerasvogels 2000-2004. LNV Dir. Natuurbeheer rapport 47. 2000. Wageningen.
- Beckett, P.M., Armstrong, W., Armstrong, J., 2001. A modeling approach to the analysis of pressure-flow in *Phragmites* stands. *Aquatic Botany* 69, 269-291.
- Brink van den, F.W.B., van der Velde, G., Bosman, W.W., Coops, H., 1995. Effects of substrate parameters on growth responses of eight helophyte species in relation to flooding. *Aquatic Botany* 50, 79-97.
- Brix, H., 1996., Sorrel, B.K., Schierup, H.H., 1996. Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 54, 151-163.
- Brix, H., 1999. Genetic diversity, ecophysiology and growth dynamics of reed . (*Phragmites australis*). *Aquatic Botany* 64, 179-184.
- Brix, H., Sorrel, B.K., Lorenzen, B., 2001. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases. *Aquatic Botany* 69, 313-324.

- Cizkova, H., Strand, J.A. & Lukavska, J., 1996. Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rozmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobotanica Phytotaxonomica* 31, 73-84.
- Cizkova, H., Brix, H., Kopecky, J., Lukavska, J., 1999. Organic acids in the sediment of wetlands dominated by *Phragmites australis*: evidence of phytotoxic concentrations. *Aquatic Botany* 64, 303-315.
- Cizkova, H., Pechar, L., Husak, S., Kvet, J., Bauer, V., Radova, J., Edwards, K., 2001. Chemical characteristics of soil and pore waters of three wetland sites dominated by *Phragmites australis* relation to vegetation composition and reed performance. *Aquatic Botany* 69, 235-249.
- Clevering, O.A., 1998(a). Effects of litter accumulation and water tabel on morphology and productivity of *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and management* 5. 275-287.
- Clevering, O.A., 1998 (b). The effects of nitrogen supply on the growth and morphology of stable and die-back populations of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*. 60, 11-25.
- Clevering, O.A.,& Lissner, J., 1999. Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 64, 185-208.
- Clevering, O.A, 1999. Vitaliteit van rietbegroeiingen. *De levende Natuur*. 100, 42-45.
- Clevering, O.A, 1999(b). The effects of litter on growth and plasticity of *Phragmites australis* clones originating from infertile, fertile or eutrophicated habitats. *Aquatic Botany* 64, 35-50.
- Coops, H., van der Velden, G., 1995. Seed dispersal, germination, and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation, *Freshwater Biology* 34, 13-20.
- Coops, H., van den Brink, F.W.B., van der Velden, G., 1996. Growth and morphological response of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. *Aquatic Botany* 54, 11-24.
- Coops, H., 1999. Oeverbescherming door Riet. *De levende Natuur*. 100, 46-49.
- Coops, H.en Kappers, F. I., 2001. Riet en biesenmoeras. in : Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden : Ecologie en veiligheid gecombineerd. H. A. Wolters, M. Platteeuw and M. M. Schoor. [Lelystad], Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling [etc.]: [175] p.
- Cornelissen, P. en Vulink, T., 2001. Begrazingsbeheer van uiterwaarden. in : Richtlijnen voor inrichting en beheer van uiterwaarden: Ecologie en veiligheid

gecombineerd. H. A. Wolters, M. Platteeuw and M. M. Schoor. [Lelystad], Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling [etc.]: [175] p.

Fogli, S., Marchesini, R., Gerdol, R., 2002. Reed (*Phragmites australis*) decline in a brackish wetland in Italy. *Marine Environmental Research* 53, 465-479.

Fürtig, K., Rügsegger, A., Brunhold, C., Brändle, R., 1996. Sulphide utilisation and injuries in hypoxic roots and rhizomes of Common Reed (*Phragmites australis*). *Folia Geobot. Phytotax* 31, 143-151.

Gessner, M.O., 2000. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany* 66, 9-20.

Graveland, J. en Coops, H., 1997. Verdwijnen van rietgordels in Nederland. Oorzaken, gevolgen en een strategie voor herstel. *Landschap* 14, 67-89.

Graveland, J., 1999. Waterriet, moerasvogels en peildynamiek. *De levende Natuur*. 100, 50-53.

Grünfeld, S., Brix, H., 1999. Methanogenesis and methaan emissions: effect of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 64, 63-75.

Güsewell, S. & Klötzli, F., 2000. Assessment of aquatic and terrestrial reed (*Phragmites australis*) stands. *Wetlands Ecology and Management* 8, 367-373.

Hartog den, C., Kvet, J., Sukopp, H., 1989. Reed a common species in decline. *Aquatic Botany* 59, 1-4.

Huiskes, H.P.J., Beemster, N., Hommel, P.W.F.M., 2003. Werk in uitvoering. Een evaluatie van beheerexperimenten voor moerasvegetaties en -vogels. Alterra rapport nummer 829-3.

Ishii, J., Kadono, Y., 2002. Factors influencing seed production of of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 72, 129-141.

Jans, L. & Drost, H.J., 1995. De Oostvaardersplassen: 25 jaar vegetatieonderzoek. *Flevobericht* 382. Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Kohl, J.G., Voitke, P., Kühl, H., Dewender, M., König, G., 1998. Seasonal changes in dissolved amino acids and sugars in basal culm internodes as physiological indicators of the C/N- balance of *Phragmites australis* at littoral sites of different trophic status.

Koppitz, H., Kühl, H., Hesse, k., Kohl, J.G., 1997. Some aspects of the importance of genetic diversity in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel for the development of reed stands. *Bot. Acta* 110, 217-223. *Aquatic Botany* 60, 221-240.

- Koppitz, H., Kühl, H., 2000. To the importance of genetic diversity of *Phragmites australis* in the development of reed stands. *Wetlands Ecology and Management* 8, 403-414.
- Kranenborg, J., Coops, H. & Platteeuw, M., 2002. Ecologische effecten van seizoensgebonden peilbeheer in het IJsselmeergebied. Kennis, lacunes en prioritering van uit te voeren onderzoek. RIZA werkdocument 2002.055x.
- Kühl, H. & Neuhaus, D., 1993. The genetic variability of *Phragmites australis* investigated by Random Amplified Polymorphic DNA. In: Ostendorp, W. and Krumscheid-Plankert, P. (eds.), *Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa*. *Limnologie aktuell* 5, 9-18.
- Kühl, H., Koppitz, H., Rolletschek, H., Kohl, J.G., 1999. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand I. Morphology, genetics and site description. *Aquatic Botany* 64, 235-246.
- Kühl, H. & Zemlin, R., 2000. Increasing the efficiency of reed plantations on stressed lake and river shores by using special clones of *Phragmites australis*. *Wetlands Ecology and management* 8, 415-424.
- Lamers, L., Klinge, M. en Verhoeven, J., 2001. OBN preadvies laagveenwateren, op weg naar systeemherstel. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen. 131 p.
- Leerdam van, A. & Vermeer, J.G., 1992. *Natuur uit het Moeras! : naar een duurzame ecologische ontwikkeling in laagveenmoerassen*. Utrecht : interfakultaire Vakgroep Mileukunde, 217 p.
- Lensen, P.M.J., Menting, B.J.F., van der Putten, W.H., Blom, W.P.M.C., 1999. Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. *Aquatic Botany* 64, 151-165.
- Lippert, I., Rolletschek, H., Kühl, H. & Kohl, J.G., 1999. Internal and external nutrient cycles in stands of *Phragmites australis* – a model for two ecotypes. *Hydrobiologia* 408/409, 343-348.
- Loff, Y., Van Tooren & Piek, H., 1999. *Beheer van rietlanden in de Wieden*. *De levende Natuur*. 100, 62-66.
- Mauchamp, A., Blanch, S., Grillas, S., 2001. Effects of submergence on the growth of *Phragmites australis* seedlings. *Aquatic Botany* 69, 147-164.
- Meek, B.D. & Stolzy, L.H., 1978. Short-term flooding. In: 'Plant life in anaerobic environments' D.D. Hock & Crawford (ed); chapter 12, pp. 351-373.



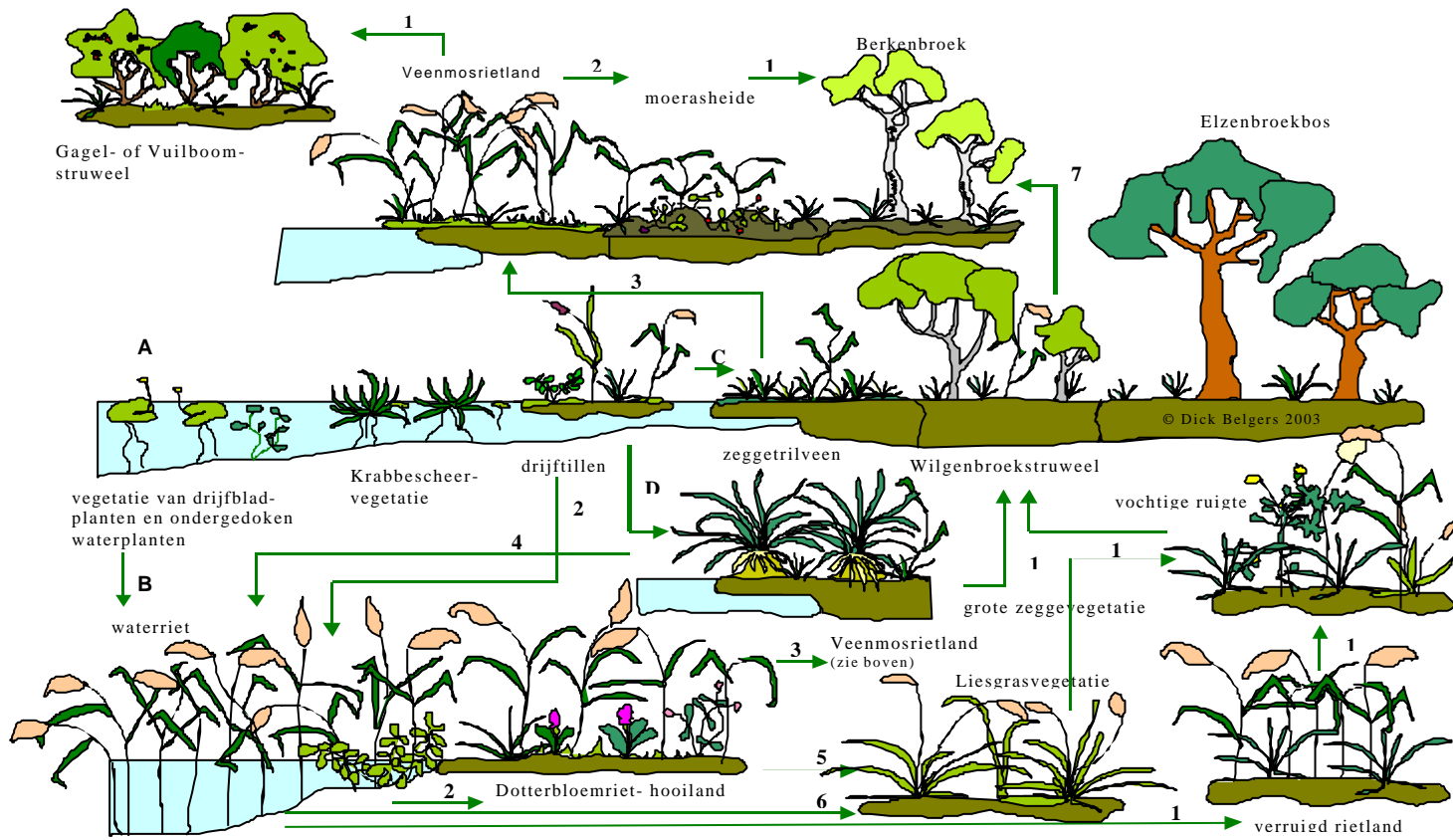
- Nagelkerke, L.A.J., Klinge, M., Meier, M., van Scheppingen, Y. en Grimm, M.P., 1999. Waterriet en visfauna: betekenis voor ecologisch herstel van zoet water. *De levende Natuur*. 100, 54-57.
- Nat van der, F.J.W.A., Middelburg, J.J., 1998. Effects of two common macrophytes on methane dynamics in freshwater sediments. *Biogeochemistry* 43, 79-104.
- Neuhaus, D., Kohl, J.G., Dörfel, P., Börner, T., 1993. Investigation on the genetic diversity of reed stands using genetic fingerprinting and random amplified polymorphic DNA (RAPD). *Aquatic Botany* 45, 357-364.
- Noordhuis, R. en Zwarts, L., 2002. Invloed van het peil op biodiversiteit en natuurwaarde, 41-60. Coops, H (red) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht. RIZA rapport 2002.040.
- Oliveira, J.S., Fernandes, J.A., Alves, C., Morais, J., Urbano, P., 1999. Metals in sediment and water of three reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud) stands. *Hydrobiologia* 415, 41-45.
- Ostendorp, W., 1989. 'Die back' of reeds in Europe – A critical review of literature. . *Aquatic Botany* 35, 5-26.
- Ostendorp, W., Tiedge, E., Hille, S., 2001. Effect of eutrophication on culm architecture of lakeshore *Phragmites* reeds. *Aquatic Botany* 69, 177-193.
- Parnas, H., 1975. Model for decomposition of organic material by microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 7, 161-169.
- Putten van der, W.H., 1997. Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-back and Progression. *Aquatic Botany* 59, 263-275.
- Rommelzwaal, A. & Verheule, R., 1999. De vestiging van Riet in de Randmeren. *De levende Natuur*. 100, 58-61.
- Roelofs, J.G.M. & Bloemendaal, F.H.J.L., 1988(a). Trofie. In F.H.J.L Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (Eds.), *Waterplanten en waterkwaliteit*. Stichting uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, en Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, pp. 113-126.
- Roelofs, J.G.M. & Bloemendaal, F.H.J.L., 1988(b). Eutrofiëring en Oligotrofiëring. In F.H.J.L Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (Eds.), *Waterplanten en waterkwaliteit*. Stichting uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, en Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, pp. 139-145.

- Roelofs, J.G.M. & Bloemendaal, F.H.J.L., 1988(c). Waterverzuring, In F.H.J.L. Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (Eds.), Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, en Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, pp. 159-169.
- Rolletschek, H., Rolletschek, A., Kühl, H., Kohl, J.G., 1999. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand II. Seasonal development of morphological and physiological characteristics at the natural site and after transplantation. Aquatic Botany 64, 247-260.
- Romero, J.A., Brix, H., Comin, F.A., 1999. Interactive effects of N and P on the growth, nutrient allocation and NH<sub>4</sub> uptake kinetics by *Phragmites australis*. Aquatic Botany 64, 369-380.
- Santruckova, H., Picek, T., Simek, M., Bauer, V., Kopecky, J., Pechar, L., Lukavaska, J., Cizkova, H., 2001. Decomposition processes in soil of a healthy and a declining *Phragmites australis* stand. Aquatic Botany 69, 217-234.
- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. en Westhoff, V., 1995. De vegetatie van Nederland deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen, en natteheiden. 360 p.
- Sorrell, B.K., Brix, H., Schieruo, H.H. & Lorenzen, B., 1997. Die-back of *Phragmites australis*: influence on the distribution and rate of sediment methanogenesis. Biogeochemistry 36, 173-188.
- Ter Heerdt, G., 1993. Zaadvoorraad in de bodem van open water in het oostelijk peilgebied van de Oostvaardersplassen. Flevobericht 341.
- Toorn van der, J., 1971. Investigations on the ecological differentiation of *Phragmites communis* Trin. In the Netherlands. Hydrobiol. 12, 97-106.
- Toorn van der, J., 1972. Variability of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel in relation to the environment. Van zee tot Land 48, 1-122.
- Tosserams, M., Vulink, J.Th. en Coops, H., 1999. Tussen Water en Land: Perspectief voor oeverplanten in het Volkerak-Zoommeer. Eindrapportage 'Planten in de Peiling'. RIZA rapport: 99.031.
- Tscharntke, T., 1999. Insects on common reed (*Phragmites australis*): community structure and the impact of herbivory on shoot growth. Aquatic Botany 64, 399-410.
- Vermaat, J., 2002 Ecologische effecten van peilbeheer in meren en plassen: ontwikkeling van oever- en moerasvegetatie, 79-101. Coops, H (red) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht. RIZA rapport 2002.040.

- Vretare, V., Weisner, S.E.B., Strand, J.A., Granéli, W., 2001. Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. *Aquatic Botany* 69, 127-145.
- Weeda, E.J., Westra, R., Westra, Ch. en Westra, T., 1994. Nederlandse oecologische Flora, wilde planten en hun relaties 5, 400 p.
- Weeda, E.J., Schaminée, J.H.J. en L. van Duuren, 2000. Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland: deel 1 Wateren, moerassen en natte heiden. 334 p.
- Weisner, S.E.B., 1987. The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in an eutrophic lake. *Freshwater Biology*. 18, 537-544.
- Weisner, S.E.B., Ekstam, B., 1993. Influence of germination time on juvenile performance of *Phragmites australis* on temporarily-exposed bottoms – implications for the colonisation of lake beds. *Aquatic Botany*. 45, 107-118.
- Wessels, Y., Broersen, K., Soesbergen, M., 2002. Oeverstabiliteit onder invloed van peilveranderingen, 61-77. Coops, H (red) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht. RIZA rapport 2002.040.
- Wienk, L.D., Verhoeven, J.T.A., Coops, H. & Portielje, R., 2000. Peilbeheer en nutriënten. Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen. RIZA-rapport 2000.012.

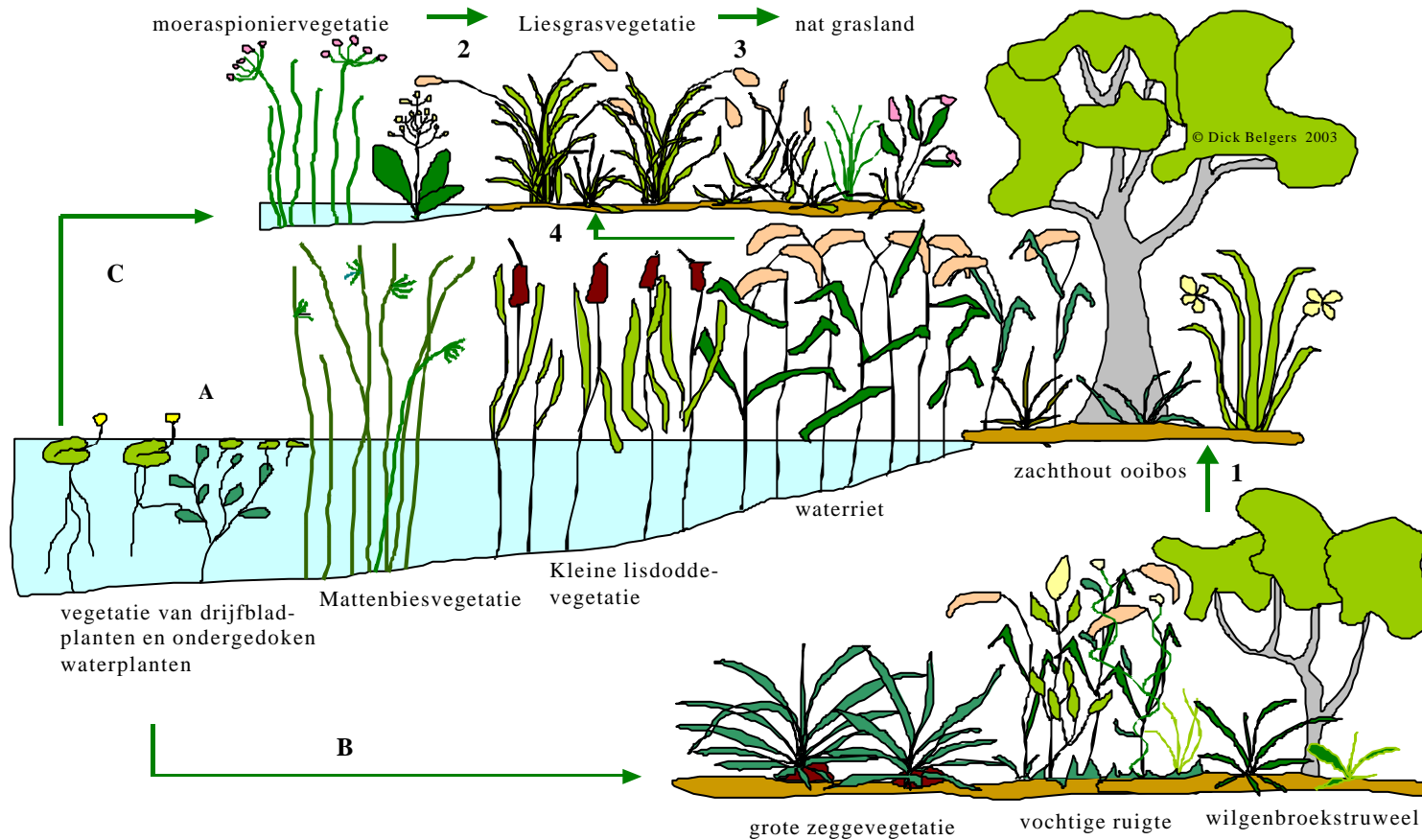


**Bijlage 1 Successie van vegetatie in zoete laagveengebieden. A: via drijftil vorming B: via uitbreiding helofytenzone C: via mesotroof water D: via eutroof water 1: geen beheer 2: maai-beheer 3: verzuring 4: maaien of branden 5: inlaat van vervuild water 6: eutrofiëring en/of begrazing door vee 7: stagnatie van regenwater**





**Bijlage 2 Successie van vegetatie in riviergebieden. A: via uitbreiding helofytenzone B: rechtstreeks uit open water C: in ondiepe, licht stromende wateren 1: bij geen beheer 2: bij wegvallen stromingsdynamiek 3: bij beweiding 4: bij eutrofiëring en/of beweiding**







### Bijlage 3 Vertaaltabel voor gehanteerde termen voor vegetatietypen in zoete laagveen- en riviergebieden

| <b><i>Gebruikte naam (moerasvogels)</i></b> | <b><i>Nederlandse naam</i></b>                             | <b><i>Wetenschappelijke naam</i></b>                      |
|---|--|---|
| Berkenbroek                                 | Zompzegge berkenbroek                                      | Carici curtae-Betuletum pubescentis                       |
| Dotterbloemriet-hooiland                    | associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi | Lychnido-Hypericetum tetrapteri                           |
| Dotterbloemriet-hooiland                    | Koekoeksbloem rietland                                     | Lychnido-Hypericetum tetrapteri sub.typicum               |
| Dotterbloemriet-hooiland                    | Koekoeksbloem hooiland                                     | Lychnido-Hypericetum tetrapteri sub. Orchietosum morionis |
| Drijftillen                                 | associatie van Slangewortel en Waterscheerling             | Cicuto-Calletum   |
| Drijftillen                                 | assosiatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge          | Cicuto-Caricetum pseudocyperi                             |
| Elzenbroekbos                               | verbond der Elzenbroekbossen                               | Alnion glutinosae   |
| Elzenbroekbos                               | Moerasvaren elzenbroek                                     | Thelypterido-Alnetum                                      |
| Gagelstruweel                               | Rompgemeenschap van Wilde gagel                            | RG Myrica gale  |
| Grote zeggevegetatie                        | Associatie van Stijve zegge                                | Caricetum elatae  |
| Grote zeggevegetatie                        | Associatie van Scherpe zegge                               | Caricetum gracilis  |
| Grote zeggevegetatie                        | Pluimzegge associatie                                      | Caricetum paniculatae                                     |
| Grote zeggevegetatie                        | Oeverzegge associatie                                      | Caricetum ripariae  |
| Kleine lisdoddevegetatie                    | Riet associatie  | Typho-Phragmitetum sub. typhetosum angustifoliae          |
| Krabbescheervegetatie                       | Krabbescheer associatie                                    | Stratiotetum  |
| Liesgrasvegetatie                           | Rompgemeenschap van Liesgras                               | RG Glyceria maxima  |
| Mattenbiesvegetatie                         | Mattenbiesassociatie                                       | Scirpetum lacustris                                       |
| Moerasheide                                 | Moerasheide  | Sphagno palustris-Ericetum                                |
| Moeraspioniervegetatie                      | Watertorkruidassociatie                                    | Rorippo-Oenanthetum aquaticae                             |
| Moeraspioniervegetatie                      | Associatie van Egelskop en Pijlkruid                       | Sagittario-Sparganietum                                   |
| Nat grasland                                | Associatie van Geknikte vossestaart                        | Ranunculo-Alopecuretum geniculati                         |
| Ondergedoken waterplanten                   | Associatie van Glanzig fonteinkruid                        | Potametum lucentis  |
| Veenmosrietland                             | Veenmosrietland  | Pallavivinio-Sphagnetum                                   |
| Vegetatie van drijfbladplanten              | associatie van Witte waterlelie en Gele plomp              | Myriophyllo-Nupharetum                                    |
| Vegetatie van drijfbladplanten              | Watergentiaan-associatie                                   | Potameto-Nymphoidetum                                     |

| <b>Gebruikte naam<br/>(moerasvogels)</b> | <b>Nederlandse naam</b>                     | <b>Wetenschappelijke naam</b>             |
|--|---|---|
| Verruigd rietland                        | Associatie van Moerasspirea en Valeriaan    | Valeriano-Filipenduletum                  |
| Verruigd rietland                        | Moerasmelkdistel associatie                 | Soncho-Epilobietum hirsuti                |
| Vochtige ruigten                         | Verbond van Harig wilgeroosje               | Epilobion hirsuti                         |
| Vochtige ruigten                         | Moerasspirea verbond                        | Filipendulion                             |
| Vuilboomstruweel                         | Rompgemeenschap van Sporkehout              | RG Frangula alnus                         |
| Waterriet                                | Riet associatie                             | Typho-Phragmitetum sub. typicum           |
| Waterriet                                | Riet associatie                             | Typho-Phragmitetum sub. thelypteridetosum |
| Wilgenbroekstruweel                      | Associatie van Grauwe wilg                  | Salicetum cinereae                        |
| Zachthout ooibos                         | Lissen-ooibos                               | Irido-Salicetum albae                     |
| Zachthout ooibos                         | Verbond der Wilgenvloedbossen en -struwelen | Salicion albae                            |
| Zeggetrilveen                            | Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge | Scorpidio-Caricetum diandrae              |