

Identificatie van geschikt leefgebied voor de Grote vuurvinder

Identificatie van geschikt leefgebied voor de Grote vuurvliinder

Een ecohydrologisch effectvoorspellingsmodel

M.E. Sanders

A.H. Prins

E.P.A.G. Schouwenberg

R.M.A. Wegman

Alterra-rapport 1073

Alterra, Wageningen, 2004

REFERAAT

Sanders, M.E., A.H. Prins, E.P.A.G. Schouwenberg, R.M.A. Wegman, 2004. *Identificatie van geschikt leefgebied voor de Grote vuurvinder; Een ecohydrologisch effectvoorspellingsmodel*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1073. 72 blz. 12 fig.; 15 tab.; 45 ref.

De Grote vuurvinder is momenteel een van de meest bedreigde diersoorten in Nederland. Internationaal wordt de soort beschermd via de regelgeving in de EU-Habitatrichtlijn. Doel van dit project is het identificeren van geschikt habitat voor de Grote vuurvinder door de verspreiding van de vlinder (eieren en rupsen) en de Waterzuring (waardplant) direct te koppelen aan reeds bekende gegevens over beheer van vegetatie en hydrologie en waterkwaliteit met behulp van een ecohydrologisch effectvoorspellingsmodel. Het resultaat geeft inzicht op welke wijze hydrologische ingrepen (bemaling, graven van sloten, peilbeheer), ingrepen in het successiestadium (petgaten graven, bos kappen en plaggen) en vegetatiebeheer (maaïen) kunnen worden ingezet voor de realisatie van meer leefgebied voor de Grote vuurvinder.

Trefwoorden: Grote vuurvinder, moeras, laagveen, ecohydrologie, modellering, GIS, habitat, natuurbeheer, vegetatiesuccessie, waterzuring, veenmosrietland, vegetatieontwikkeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 20,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1073. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2004 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.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	11
1.1 Probleem en doelstelling	11
1.2 Aanpak	12
1.3 Studiegebied De Weerribben	13
1.3.1 Vegetatie, successiestadium en beheer.	13
1.3.2 Waterkwantiteit en peilbeheer	14
1.3.3 Waterkwaliteit en mogelijke ingrepen daarop	15
1.4 De Grote vuurvlinder	16
1.4.1 Verspreiding in Nederland	16
1.4.2 De levenscyclus	17
1.4.3 Territorium	17
1.4.4 Dispersieafstand van de vrouwtjes	18
1.4.5 Populatiedichtheid	18
1.4.6 Waardplant en habitat	18
1.5 Ecohydrologie en de Grote vuurvlinder	21
1.5.1 Relatie waterpeil met vlinder	21
1.5.2 Relatie waterkwaliteit, Waterzuring en Grote vuurvlinder	22
1.6 Vegetatiebeheer en de Grote vuurvlinder	23
1.6.1 Maaien en rietsnijden	23
1.6.2 Petgaten graven	24
1.6.3 Plaggen	25
2 Methode	27
2.1 Vegetatiesuccessie in relatie tot huidig en potentieel habitat	28
2.2 Vegetatiebeheer	29
2.3 Waterkwaliteitsmetingen oppervlaktewater-netwerk	30
2.4 Ecohydrologisch model voor hydrologische isolatie	31
2.4.1 Theorie	31
2.4.2 GIS-berekeningen van hydrologische omgevingsfactoren	33
2.4.3 Hydrologische isolatie	33
2.4.4 De permeabiliteit gerelateerd aan de kraggedikte	34
2.4.5 Kortste afstand tot het oppervlaktewater-netwerk	34
2.4.6 Hoeveelheid achterland	35
2.4.7 Hydrologische kortsluiting: stroming over de kragge	35
2.4.8 Hydrologische bron: kortste afstand tot het waterinlaatpunt	35
2.4.9 Hydrologische bron: watergangtype	35
2.5 Statistiek	36
2.5.1 Enkelvoudige toetsen	36
2.5.2 Meervoudige regressie	36

2.5.3	Vergelijking Waterzuring met en zonder eitjes	37
3	Resultaten	39
3.1	Vegetatiesuccessie en habitat voor de Grote vuurvliinder	39
3.2	Statistische toets vegetatiebeheer	41
3.3	Waterkwaliteitsmetingen	42
3.4	Ecohydrologisch model en de resultaten van de enkelvoudige toetsen	43
3.4.1	Ecohydrologisch model (hydrologische isolatie)	43
3.4.2	Kraggedikte	44
3.4.3	“Astand tot het oppervlaktewater-netwerk”	45
3.4.4	Hyrologische kortsluiting: stroming over de kragge	46
3.4.5	Hyrologische bron: stroming naar de kragge	47
3.5	Meervoudige statistische toets van het model en alle omgevingsfactoren gezaamenlijk	48
3.6	Vergelijking Waterzuring met en zonder eitjes/rupsen	51
4	Discussie	53
4.1	Vegetatiesuccessie	53
4.2	Vegetatiebeheer	54
4.3	Waterkwaliteitsmetingen	55
4.4	Waterpeil kragge in relatie tot overstroming en bemaling	55
4.5	Ecohydrologisch model en hydrologische isolatie.	56
4.6	Hydrologische bron: stroming door oppervlaktewater-netwerk.	57
5	Conclusies en aanbevelingen	59
	Literatuur	61
	Bijlage 1	65

Woord vooraf

Dit project is uitgevoerd in het kader van het soortbeschermingsplan de Grote vuurvlinder in opdracht van het ministerie van LNV met als probleemhouder De Vlinderstichting. Allereerst willen de auteurs Henk de Vries van de Vlinderstichting hartelijk danken voor zijn inbreng. Ook het ter beschikking stellen van de vlinder-verspreidingsgegevens door de Vlinderstichting en de vegetatiekaart door Staatsbosbeheer waren van essentieel belang voor dit project. We bedanken ook Eddy Weeda en Jeroen Breedenbeek voor het delen van hun ervaringen en kennis. Hoogtepunt was het veldbezoek aan De Weerribben waarbij we met geweldig mooi weer deze prachtige vlinder hebben mogen bewonderen. Hopelijk hebben we met dit onderzoek een klein steentje bijgedragen aan de bescherming van deze soort.

Samenvatting

De Grote vuurvliinder is de laatste decennia achteruitgegaan door gewijzigd beheer van de laagveengebieden. Het soortbeschermingsplan noemt 4 knelpunten: 1. maaibeheer van ijl veenmosrietland, 2 verzuring van veenmosrietland, 3 veranderingen in de waterhuishouding en 4. versnippering van leefgebieden.

Doel van dit project is het identificeren van geschikt habitat voor de Grote vuurvliinder. Dit doel is geprobeerd te bereiken door de verspreiding van de vlinder (eieren en rupsen) en de Waterzuring (waardplant) direct te koppelen aan reeds bekende gegevens over beheer van vegetatie en hydrologie, land-waterovergangen, successiestadia en waterkwaliteit met behulp van een ecohydrologisch effectvoorspellingsmodel. Het resultaat geeft inzicht op welke wijze hydrologische ingrepen (bemaling, graven van sloten, peilbeheer), ingrepen in het successiestadium (petgaten graven, bos kappen en plaggen) en vegetatiebeheer (maaien) kunnen worden ingezet voor de realisatie van meer leefgebied voor de Grote vuurvliinder.

Staatsbosbeheer en de Vlinderstichting hebben vegetatiekaarten en verspreidingsgegevens van de waardplant en de Grote vuurvliinder. De vegetatiekaarten geven een grote spreiding van geschikte typen en potentieel geschikte typen te zien. Er komt nog veel kruidenrijke rietland met veenmos verspreid over De Weerribben voor. Ook het riet- en grotezeggenvegetaties komen nog in grote delen van het gebied voor. De kragge is echter overal in de loop van de jaren veel dikker geworden, waardoor deze rietlanden hier niet karakteristiek zijn voor beginnende verlanding maar eerder voor bemaling met oppervlaktewater. Verwacht wordt dat verzuring snel zal optreden als de bemaling wordt gestopt.

In laagveenmoerassen zijn hydrologie en beheer de factoren die de plantensoortensamenstelling bepalen. In De Weerribben ontstaan hydrologische gradiënten door menging van het basen- en voedselrijk oppervlaktewater en het zure voedselarme regenwater. Uit eerder onderzoek in De Weerribben is vlakdekkende informatie over de hydrologie verkregen door de hydrologische isolatie kwantitatief ruimtelijk te modelleren in GIS (Sanders 1999). Hydrologisch geïsoleerd betekent hier geïsoleerd van de oppervlaktewaterinvloed; basen- en voedselarm regenwater domineert. De hydrologische isolatie is berekend door combinatie van de wet van Darcy en de waterbalans. Invoergegevens voor het model waren: neerslag, wegzijging, verdamping, doorlatendheid van de kragge, afstand tot het oppervlaktewater en hoeveelheid “achterland”. De hydrologische isolatie is gebruikt om de verspreiding van de plantensoorten te modelleren. Het model en andere hydrologische omgevingsfactoren blijken geen goede voorspellers te zijn voor het voorkomen van Waterzuring. Waterzuring is een plant die nog lang kan voorkomen als de standplaatscondities minder geschikt zijn geworden. Dit lange “naijleffect” maakt dat de modellering op gebiedsniveau op basis van verspreidingskaarten geen duidelijk significant verklaring voor het voorkomen van de waardplant geeft.

Naast modellering van de hydrologie, zijn ook waterkwaliteitsmetingen vergeleken met de verspreidingsgegevens van de vuurvlieder. Door het lage aantal monsterpunten wordt echter geen significant verschil gevonden tussen het voorkomen van Waterzuring met eitjes en rupsen en de chemische samenstelling van het water.

Conclusie

Een ecohydrologisch model op gebiedsniveau en waterkwaliteitsmetingen van bestaande monsterpunten geven geen goede verklaring voor het voorkomen van Waterzuring en voor het voorkomen van Waterzuring met daarop eitjes en rupsen van de Grote vuurvlieder. Verwacht wordt dat het uitblijven van verlanding en het steeds dikker worden van de kragge op lange termijn de grootste bedreiging vormen voor het voorkomen van de Grote vuurvlieder. Waterkwaliteit speelt hierbij een belangrijke rol. Echter zolang er nog geen directe verklaring voor het wel of niet verlanden van petgaten aan de hand van veldmetingen en experimenten is gevonden, is op gebiedsniveau modelleren onvoldoende onderbouwd.

Op korte termijn verwachten we dat het goed plannen en uitvoeren van het maaibeheer de belangrijkste en de meest direct ingrijpende factor. Jaarlijks maaien is van belang om verbossing tegen te gaan, maar geeft een grote kans op het wegmaaïen van eitjes en rupsen. Planning van zomer- en wintermaaibeheer op gebiedsniveau geeft hiervoor echter onvoldoende houvast. Meer informatie met betrekking tot maaidatum en de seizoenseffecten op de activiteit van de rupsen zijn daarvoor belangrijk.

1 Inleiding

1.1 Probleem en doelstelling

Als “tamelijk gewiekst” typeert de ecologische atlas van de dagvlinders (Bink 1992) de Grote vuurvliinder. De vlinder benut de landschappelijke verscheidenheid en legt haar eieren verspreid over een groot gebied. Toch roept staatsecretaris Faber alle hens aan dek omdat de Grote vuurvliinder populatie een schrikbarend kleine omvang heeft bereikt (Van Swaay 2000). Volgens ‘De Vlinderstichting’ is de Grote vuurvliinder de laatste decennia achteruitgegaan door gewijzigd beheer van de laagveengebieden. Lagere grondwaterstanden, veranderingen in het waterpeilbeheer, veranderingen in de waterkwaliteit en veranderd gebruik en beheer van het laagveengebied leiden er nog steeds toe dat de trend van de Grote vuurvliinder zich steeds in neerwaartse richting bevindt. Het soortbeschermingsplan (Van Swaay 2000) noemt 4 knelpunten: 1. maaibeheer van ijl veenmosrietland, 2 verzuring van veenmosrietland, 3 veranderingen in de waterhuishouding en 4. versnippering van leefgebieden. Lokaal wordt op dit moment herstelbeheer uitgevoerd in verschillende laagveengebieden, waaronder in het leefgebied van de Grote vuurvliinder. Dit herstelbeheer bestaat deels uit aangepaste waterhuishouding, aangepast maaibeheer, bos verwijderen en grondverzet (petgaten graven en afplaggen). Onbekend is de mate waarin de uitvoering van het herstelbeheer ook de toekomst van de Grote vuurvliinder gunstig beïnvloedt. Er zijn geen kwantitatieve voorspellingen beschikbaar.

In het soortbeschermingsplan zijn een aantal acties geformuleerd die uiteindelijk moeten leiden tot kwaliteitsverbetering en vergroting van de leefgebieden. Een van deze acties is het ontwikkelen van een ecohydrologisch effectvoorspellingsmodel Grote vuurvliinder.

Doel van dit project is het identificeren van geschikt habitat voor de Grote vuurvliinder. Dit doel is geprobeerd te bereiken door de verspreiding van de vlinder (eieren en rupsen) en de Waterzuring (waardplant) direct te koppelen aan reeds bekende ruimtelijke gegevens over beheer van vegetatie en hydrologie, land-waterovergangen, successiestadia en waterkwaliteit met behulp van een ecohydrologisch effectvoorspellingsmodel. Het resultaat geeft inzicht op welke wijze hydrologische ingrepen (bemaling, graven van sloten, peilbeheer), ingrepen in het successiestadium (petgaten graven, bos kappen en plaggen) en vegetatiebeheer (maaien) kunnen worden ingezet leefgebied van de Grote vuurvliinder te vergroten. De centrale vraag is daarom: Hoe hangt het voorkomen van Waterzuring en Waterzuring met daarop eitjes en rupsen af van ruimtelijke differentiatie in hydrologie en beheer in De Weerribben?

De specifieke abiotische eisen die de Grote vuurvliinder aan het vegetatietype en de waardplant stelt worden in De Weerribben gekwantificeerd aan de hand van het huidige voorkomen van waardplant en vlinder. Voor de abiotische omgeving wordt

gekeken naar waterkwaliteit, waterkwantiteit en kraggedikte. De verwachting is dat de vlinder slechts bij een heel specifieke combinatie van abiotische omstandigheden kan voorkomen, en dat de waardplant en de vegetatietypen minder strakke eisen stellen. Daarbij worden ook beheer en successiestadium meegenomen. Voor de verspreiding van de vlinder, waterkwaliteit en kraggedikten is gebruik gemaakt van de beschikbare ruimtelijke gegevens. Staatsbosbeheer heeft een digitale vegetatiekaart en de Vlinderstichting heeft verspreidingsgegevens van de waardplant met daarop eitje en rupsen van de Grote vuurvlinder.

1.2 Aanpak

De samenhang van omgevingsfactoren en bedreigingen is schematisch weergegeven in figuur 1. Dit project richt zich voornamelijk op bestaand leefgebied. Het gebruikte model richt zich op beheer en waterhuishouding (kwaliteit en kwantiteit) van bestaand leefgebied. Er is een literatuuronderzoek gedaan naar de ingrepen nodig voor het ontwikkelen van nieuw leefgebied binnen De Weerribben zoals maaien, plaggen en het graven van nieuwe petgaten. Omdat de gegevens over deze ingrepen beperkt zijn en de ontwikkelingen nog maar net op gang komen, zijn de ingrepen niet meegenomen in het model en alleen beschreven in de inleiding. Het ontwikkelen van nieuw leefgebied buiten De Weerribben en het verbinden van het gebied met andere moerasgebieden valt buiten het kader van dit project. De invloed van nieuw leefgebied, het verbinden van leefgebieden en migratie op de overlevingskans van de Grote vuurvlinder was het onderwerp in de studie van Soomers (2004).

leefgebied	factoren	bedreigingen	ingrepen	variabelen in model
beheer bestaande kruidenrijke- en veenmosrietlanden	beheer	- wegmaaieren eieren en rupsen op waterzuring	- maaien gefaseerd maaien/stukjes laten staan	- zomermaaien, rietsnijden in de winter
(beheer slootkanten)		- verbossing		- <i>vegetatietype</i>
	hydrologische isolatie (verzuring)	verdwijnen waterzuring door verzuring verdwijnen van ijl rietland en komvormige laagten	sloten graven	afstand tot oppervlakte water, hoeveelheid achterland afstand tot het waterinlaatpunt, <u>watergangtype</u> kraggedikte
		verdwijnen nectarplanten door verzuring	<i>opbrengen bagger</i>	
		verdrinken van overwinterende rupsen	bemaling	water op de kragge
	waterpeil		peilbeheer	
ontwikkeling nieuw leefgebied	intern - ontstaan nieuwe veenmosrietlanden	dichtgroeiende rietlanden met bos ongeschikt waterhuishouding	kappen plaggen petgaten graven	
	extern - ontstaan nieuw leefgebied	versnippering	aankoop voor verbinding / vergroting EHS	

Figuur 1. Relatie tussen omgevingsfactoren van bestaand en nieuw leefgebied, bedreigingen, mogelijke ingrepen en de factoren van het model

In hoofdstuk 1 wordt de vegetatie en de hydrologie van het studiegebied De Weerribben beschreven. Vervolgens wordt de ecologie van de Grote vuurvlinder besproken als mede het habitat en voorkomen van de vlinder in relatie tot ecohydrologie en vegetatiebeheer. Hoofdstuk 2 bevat een beschrijving van de

gebruikte methoden: het hydrologisch model, een statistische analyse voor het leggen van een relatie met het voorkomen van de waardplant en de vlinder, een analyse van voorkomen van de vlinder met waterkwaliteitsmetingen en met vegetatietypen. In Hoofdstuk 3 worden de resultaten van de analyses beschreven. Aan bod komen vegetatiesuccessie en beheer, de waterkwaliteitsmetingen en het ecohydrologisch model. Er wordt ook statistisch getoetst of de omgevingsfactoren van Waterzuringplanten zonder eitjes significant afwijkt van die van Waterzuringplanten met eitjes. De resultaten worden bediscussieerd in hoofdstuk 4 en de conclusies en aanbevelingen staan in hoofdstuk 5.

1.3 Studiegebied De Weerribben

De Weerribben is een laagveengebied in Noord-West Overijssel van ca 3500 ha groot. Het veen is gevormd tijdens het Holocene onder invloed van mariene en fluviale overstromingen en een voor veenvorming geschikt klimaat (Streefkerk & Casparie 1987). De kern van het gebied werd gevormd door veenmosveen met daaromheen zeggeveen. In de 18e en 19e eeuw is er op grote schaal veen gebaggerd waardoor er een landschap ontstond van smalle stroken water, de petgaten of weren, gescheiden van elkaar door ribben of zetwallen (Haans & Hamming 1962). Na deze vervening zijn veel gebieden ingepolderd voor landbouwkundig gebruik. De Weerribben is als boezemgebied, een soort wateropslag voor de omringende polders, gespaard gebleven. Het werd gebruikt voor het snijden van riet en voor visserij. In 1958 is Staatsbosbeheer begonnen met aankoop ter bescherming van de aanwezige natuurwaarden. Het gebied vervult de functies natuurbescherming, boezem, rietteelt, visserij, en recreatie.

1.3.1 Vegetatie, successiestadium en beheer.

De moerasvegetatie ontwikkelt zich van open water in de petgaten naar rietland (verlandingsproces) en wanneer er niet wordt gemaaid tot bos (verbossing). Vanuit de kanten groeit riet het petgat in dat door het terugstorten van restveen en door planten als krabbescheer steeds ondieper wordt (Bijlage 1.8, Haans en Hamming 1962). Langzaam groeit het petgat dicht met riet en lisdodde. De wortels van deze vegetatie vormen een mat (kragge) die drijft op water met veel detritus (bezinksel of resten van afgestorven planten). Allereerst is de kragge erg dun en vaak overstroomd. Bij een dikker wordende kragge verschijnen steeds meer mossen en andere planten en op een gegeven moment is het mogelijk er over te lopen en kan er riet worden gesneden. Zonder beheer groeien de kraggen dicht met bos.

Alle successiestadia zijn in het gebied aanwezig. De diversiteit in vegetatiestructuur en plantensoortensamenstelling is hoog en het aantal zeldzame soorten is groot. De Weerribben bestaat uit 11% water, 41 % rietland, 6 % hooilanden en trilvenen, 12 % grasland en 30 % bos (Sanders 1999). De rietlanden bestaan uit 485 ha voedselrijk riet- en grote zeggen vegetaties, 498 ha mesotroof riet en zegge moeras, 209 ha veenmosrietland (Tolman & Jongman 1999). Voor een gedetailleerde beschrijving

van de vegetatietypen verwijzen we naar de Vegetatiekartering Weerribben (Tolman & Jongman 1999)

Er zijn verschillende beheersingrepen die de successie beïnvloeden:

- maaien (riet snijden in de winter en herfst, maaien in de zomer);
- plaggen;
- graven van petgaten;
- kappen van stukjes bos.

Het maaibeheer probeert het successiestadium te behouden. Plaggen, graven en kappen zetten het successiestadium terug. Circa de helft van het gebied wordt jaarlijks gemaaid. Het plaggen, kappen en graven gebeurt meestal eenmalig en op locale schaal. Afgelopen zeven jaar is er circa 60 ha bos gekapt, 80 hectare geplagd en 15 ha petgat gegraven (mondelinge mededeling Staatsbosbeheer). De vegetatiestructuur wordt voornamelijk beïnvloed door het maaibeheer terwijl de plantensoortensamenstelling wordt beïnvloed door de waterkwaliteit.

1.3.2 Waterkwantiteit en peilbeheer

De waterstanden worden meestal kunstmatig beheerst op vrijwel vaste peilen. In de winter is het waterpeil ca. 80 cm beneden zeeniveau en in de zomer ca. 70 cm beneden zeeniveau. Deze peilbeheersing heeft zijn oorsprong in de functie als boezem voor de omringende polders. In de zomer moet er bij watertekort in de agrarische gebieden, water aan de boezem onttrokken worden en in de winter moet er overtollig water op de boezem geloosd kunnen worden.

Er is geen sprake van kwel maar er treedt wegzijging op van water uit De Weerribben naar de polders omdat de Noord-oostpolder een waterpeil van 4 meter beneden zeeniveau heeft (Van Wirdum 1991). In droge zomers is de aanvoer via het kanaal Steenwijk-Ossenzijl en via regenwateraanvoer onvoldoende om de waterstand op peil te houden en wordt er water ingelaten. In het verleden gebeurde dit via de Linde (Linthorst-Homansluis). Bij deze inlaat kwam er voedselrijk en vervuild water vanuit het IJsselmeer via Friesland De Weerribben binnen. In 1997 is het waterinlaatpunt van de boezem van Noordwest-Overijssel verplaatst van Ossenzijl naar Stroink. Door deze verplaatsing zullen de wateren in De Weerribben beduidend minder beïnvloed worden door gebiedsvreemd water. De wateren in de Wieden zullen deels sterker worden beïnvloed door gebiedsvreemd water. Negatieve effecten in de waardevolle natuurgebieden in de Wieden zullen naar verwachting echter beperkt zijn (Schouwenberg et al. 1993). Om de werkelijke effecten van de verplaatsing van het waterinlaatpunt vast te kunnen stellen wordt momenteel door het Waterschap Reest en Wieden een monitoringprogramma uitgevoerd. Aangezien er sinds 1997 pas in 2003 voor het eerst grote hoeveelheden water zijn ingelaten zal heeft dit geen invloed hebben gehad op de resultaten van de voorliggende studie.

Bij het waterinlaatpunt van Ossenzijl stroomt ook het water van het kanaal Steenwijk-Ossenzijl afkomstig van het Drents Plateau het gebied binnen (Van

Wirdum 1991). Het oppervlaktewater van het Drents plateau heeft een vergelijkbare samenstelling als grondwater (basenrijk en eutroof). Dit water is erg belangrijk voor het gebied omdat het basenrijk is in tegenstelling tot regenwater dat verzurend werkt. De verspreiding van dit water door het gebied is dus een belangrijke ecohydrologische factor.

Het oppervlaktewatersysteem, het netwerk van kanalen, petgaten en sloten, is niet ingedeeld in compartimenten met verschillende peilen. De meeste watergangen staan open met elkaar in verbinding. Lokaal zijn sloten of petgaten afgesloten van het oppervlaktewater-systeem en kunnen een afwijkende waterstand hebben. De Kalenbergergracht is een groot breed kanaal met veel stroming en golfslag door boten waardoor kanten vaak beschermd zijn met houten beschoeiing. De andere grachten en vaarten zijn smaller en hebben minder golfslag waardoor oeverbescherming met hout niet nodig is. Het water kan dus beter de kragge indringen. Petgaten zijn breed maar hebben weinig stroming en golfslag, terwijl sloten smal zijn en weinig stroming en geen golfslag hebben. Het is aannemelijk dat het watergangstype daarom mede bepalend is voor de verspreiding van het oppervlaktewater door het gebied.

In de kraggen zakt het waterpeil in droge zomers dieper weg omdat de laterale aanvoer van water uit de watergangen kleiner is dan de wegzijging. Bij een dunne kragge beweegt de kragge mee met de waterstand, maar bij een dikke kragge verdroogt de toplaag. Riettelers hebben veelal dijkes rondom rietvelden opgeworpen en bemalen de rietvelden. Door bemaling van de kragge met oppervlaktewater door windmolens en pompen blijft, ook bij een dikker wordende kragge, de waterstand op peil en worden er basen en de nutriënten aangevoerd waardoor het riet dichter en hoger groeit. Bemaling, maar ook natuurlijke overstroming met oppervlaktewater beïnvloedt dus de waterkwantiteit maar ook de waterkwaliteit van de kragge.

1.3.3 Waterkwaliteit en mogelijke ingrepen daarop

In De Weerribben wordt de waterkwaliteit bepaald door mengvormen van twee verschillende watertypen: basen- en voedselrijk oppervlaktewater en basen- en voedselarm regenwater. Basenrijke en voedselarme kwel komt niet voor (Van Wirdum 1991). Het basenrijke oppervlaktewater stroomt door een heel netwerk van grachten, vaarten, sloten en petgaten door het gebied. De relatief zure regenwaterinvloed domineert dus vooral in van oppervlaktewater geïsoleerd liggende delen van het gebied. Bij een dunne kragge stroomt het basenrijke oppervlaktewater onder de kragge door tot in de wortelzone. Toch vindt bij deze drijvende kraggen al enige verzuring van de toplaag plaats, die toeneemt naarmate de door het water afgelegde afstand groter is en de basenlading van het water kleiner (Van Wirdum 1991).

Wanneer de kragge dikker wordt kan het basenrijke water de toplaag niet meer bereiken. De natuurlijke aangroei van de kragge heeft tot gevolg dat de top van het veen uit het water oprijst en droger wordt, waardoor het basenrijke water de toplaag

niet meer bereikt en er meer regenwater geborgen kan worden. Deze borging van regenwater is weer gunstig voor veenmosgroei, waardoor dit proces weer versnelt. Dit is een natuurlijk proces. Echter bij meer natuurlijke waterregiems gebeurt dit niet zo snel omdat basenrijker water af en toe de kragge, die met enige vertraging meebeweegt met waterstandschommelingen, kan overstromen. Naarmate de kragge dikker wordt kan hij vastgroeien aan de zandondergrond en komt hij boven de hoogte van de waterstandschommelingen waardoor er geen overstroming meer optreedt. De top van de kragge rijst verder uit het water op en wordt droger. De kragge raakt hydrologisch geïsoleerd van het boezemwater en komt bloot te staan aan mineralisatie en verzuring. De vegetatie krijgt dan meer een ruigtekarakter (Barendregt et al. in prep.). Bij een dik veenmospakket verwacht men dat er een ontwikkeling richting hoogveen mogelijk is.

Het dikker worden van de kragge is een natuurlijk proces. Het grootste deel van het gebied bestaat uit dikke kraggen die alleen nog maar trillen als je erop loopt/springt in plaats van dunnere kraggen die golven (Tolman & Jongman 1999). Het op de kragge pompen van oppervlaktewater is een ingreep waarbij een dikke kragge alsnog basen en nutriënten vanuit het oppervlaktewater ontvangt. Een andere ingreep is het graven van sloten waardoor de afstand van een kragge tot het oppervlaktewater kan worden verkleind.

1.4 De Grote vuurvliinder

De Grote vuurvliinder is momenteel een van de meest bedreigde diersoorten in Nederland (Janssen & Schaminée 2004). De soort is opgenomen in de Nationale Rode lijst van zeldzame en bedreigde soorten, en wordt daarin geclassificeerd als 'ernstig bedreigd'. De Grote vuurvliinder is een doelsoort in het Nederlandse natuurbeleid (Bal et al. 2001). Internationaal geniet de soort bescherming via de regelgeving in de EU-Habitatrichtlijn (Habitatrichtlijn Bijlage IV: diersoorten van communautair belang die strikt moeten worden beschermd). Daarnaast is de soort opgenomen in de IUCN Red List of Threatened Species (2000).

1.4.1 Verspreiding in Nederland

De Grote vuurvliinder is nooit algemeen verbreid geweest in Nederland. Alleen in Noordwest-Overijssel en Zuid-Friesland is de Grote vuurvliinder inheems (Veling 1995). In 1915 is voor het eerst melding gemaakt van de Grote vuurvliinder in de omgeving van Wolvega (Thijssen 1928, Boer Leffef 1963). Kort daarna is een poging gedaan tot introductie van de soort in een gedeelte van het Naardermeer. Door het vroege maaien van het terrein (direct na de eiafzetting) is deze introductie mislukt. In 1963 maakte men zich nog geen zorgen over de Grote vuurvliinder:

'Op het ogenblik is er weinig reden tot ongerustheid betreffende het uitsterven van de Grote vuurvliinder in ons land, zodat een kunstmatige vergroting van het woongebied weinig zin heeft.

In NW-Overijssel zijn grote moerasgebieden door de Staat aangekocht. Deze worden voldoende beschermd en goed beheerd. Aantasting van het milieu is daardoor praktisch uitgesloten.... De reservaten vormen grote uitbreidingsmogelijkheden voor dispar-populaties, zonder dat daarbij van kunstmatige overbrenging gebruik gemaakt behoeft te worden. Recente waarnemingen hebben zelfs aangetoond dat enige uitbreiding heeft plaatsgevonden' (Boer Leffef 1963).

De uitbreidingen die door Boer Leffef in 1963 worden genoemd zijn uitbreidingen van het oorspronkelijke verspreidingsgebied in de Lindevallei en de Rottige Meenthe naar de Wieden en De Weerribben (Veling 1995). Door ontginning en verdroging, vegetatiesuccessie en de achteruitgang van de waterkwaliteit is het leefgebied van de Grote vuurvliinder sterk achteruitgegaan in Nederland. Alleen in De Weerribben wordt nog een grote populatie gevonden (Veling 1995). Momenteel wordt de grote vuurvliinder in drie terreinen aangetroffen: De Weerribben, De Wieden, en de Rottige Meente. Verreweg de grootste populatie wordt aangetroffen in De Weerribben (De Vries 2001).

1.4.2 De levenscyclus

De Grote vuurvliinder heeft één generatie per jaar. De soort overwintert als halfvolgroeide rups op dorre bladeren van de waardplant, Waterzuring (*Rumex hydrolapathum*). In de lente en de voorzomer groeit de rups verder op het nieuw uitgelopen zuringblad. Het popstadium van de Grote vuurvliinder duurt gemiddeld 18 dagen. Vanaf ongeveer half juli tot half augustus vliegt de vlinder. Na paring zetten de vrouwtjes de eitjes één voor één af op bladeren van de voedselplant. Na ongeveer 7 dagen komen de kleine rupsen uit het ei (Bink 1992).

1.4.3 Territorium

De mannetjes van de Grote vuurvliinder verdedigen een territorium van 100 tot 400 m² (Van Swaay 2000). In Veling (1995) wordt 'een vrij groot territorium van minimaal 300 m²' genoemd. In een gedragsstudie van de Grote vuurvliinder in de Wieden door Evers et al. (1987) wordt een mannetje gevolgd met een relatief klein territorium van ca. 100 m². Niet alleen de grootte, maar ook de kwaliteit van het territorium is belangrijk. Bink (1972) vindt in zijn onderzoek dat kale plekken in het rietland gebruikt worden door de mannetjes als territorium. In de gedragsstudie van Evers et al. (1987) in de Wieden worden mannetjes waargenomen in 'komvormige laagten die worden begrensd door een hogere kruidlaag langs de kanten'. In de Atlas van de Nederlandse Dagvlinders (Tax 1989) wordt ook benadrukt dat 'de ligging van het territorium sterk door de vegetatiestructuur wordt bepaald. Vaak wordt in de rietvegetatie een komvormige laagte uitgekozen die door verschillen in de vegetatiehoogte gevormd wordt. Deze laagten zien eruit als kale plekken in de vegetatie'. Ook in Engeland wordt dit gevonden. Hier spreekt men over 'open patches of fenland' (Asher et al. 2000).

In deze komvormige laagten of in het ijle rietland kan de temperatuur 4/5 graden hoger liggen dan in dicht rietland. De vlinder is warmte minnend. Hij is niet actief onder de 20 graden en pas goed actief bij 28 graden of meer (Van Swaay 2000). Klimaatsverandering in de zin van “warmer” worden lijkt daarmee geen bedreiging te vormen voor de vuurvlinder, in de zin van “natter worden” mogelijk weer wel.

1.4.4 Dispersieafstand van de vrouwtjes

De vlinder wordt vrij honkvast genoemd. Binnen de vliegterreinen kan een afstand van enkele kilometers worden afgelegd (Bergsma, 1999). Janssen & Schaminée (2004) spreken zelfs over grote afstanden (tot 20 km) die door de vrouwtjes worden afgelegd op zoek naar mannetjes of naar geschikte waardplanten (na de paring).

1.4.5 Populatiedichtheid

In het veldwerk van Bink (1972) is aangetoond dat de populatiedichtheid van de vlinder laag is. In De Weerribben heeft hij in die tijd een populatiedichtheid gevonden van < 1 volwassen individu per ha. In de Rottige Meenthe was de dichtheid hoger: hier vond hij 1 tot soms 20 individuen per ha. Gemiddeld werden in de Rottige Meenthe 2 tot 8 individuen per ha gevonden. Door de grote territoria en de vrij lage dichtheden van de vlinder heeft een populatie daarom een groot aaneengesloten oppervlak aan afwisselend moerasgebied nodig (Janssen & Schaminée 2004).

1.4.6 Waardplant en habitat

De ijheid van de vegetatie, komvormige laagten en lichte verzuring zijn belangrijke eigenschappen van het habitat van de Grote vuurvlinder. De mannetjes zoeken naar lage, komvormige structuren in de vegetatie voor hun territorium. De vrouwtjes gaan op zoek naar de mannetjes en zetten na de paring de eitjes af op de waardplant, voornamelijk Waterzuring. De vrouwtjes hebben ook een voorkeur voor ijl, bloemrijk rietland voor ovipositie. In hooiland of in dichter rietland worden minder eitjes afgezet (Veling 1995). Het optimale habitat voor de Grote vuurvlinder wordt gevormd door een mozaïek van veenmosrietlanden met Waterzuring en bloemrijke rietlanden en moerasruigten, waarin nectarplanten als Kattenstaart, Koninginnekruid en Echte valeriaan voorkomen. Voor de voortplanting is de vlinder afhankelijk van een beperkt aantal successiestadia in de vegetatieontwikkeling. Veenmosrietland is het belangrijkste type (Janssen & Schaminée 2004). In een studie in de Wieden en De Weerribben bleek de Grote vuurvlinder vooral voor te komen in een overgangsvegetatie van de rietklasse, klasse van de vochtige graslanden en klasse van de kleine zeggen (Van Tweel et al. 1995). Belangrijke vegetatietypen voor de Grote vuurvlinder zijn grofweg in afnemende volgorde van belangrijkheid 9Aa2b *Pallavicinio-Sphagnetum molinietosum* (veenmosrietland), 16Ab3a *Lychnido-Hypericetum tetrapteris typicum* (de associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi – kruidenrijk rietland), 32Aa1a *Valeriano-Filipenduletum*

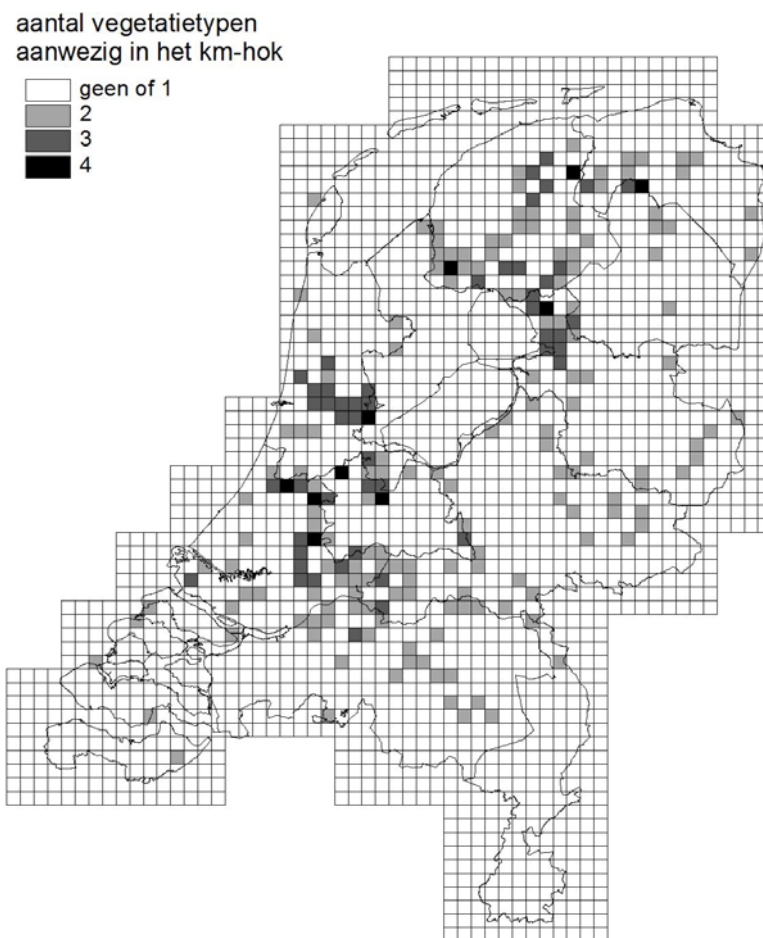
calamagrostietosum (de associatie van moerasspirea en echte valeriaan – bloemrijke ruigte) en 8Bb4d Typho-Phragmitetum thelypteridetosum (riet-associatie). Het kruidenrijk rietland ontstaat uit de riet-associatie en zal bij langdurig maaibeheer overgaan in het veenmosrietland. Bij vertraging van de maaifrequentie ontstaan bloemrijke ruigten (Schaminée et al. 1995-1999). Bij regelmatig maaien zal de kruidenrijkdom van het jonge veenmosrietland afnemen en verder verzuren tot soortenarm oud veenmosrietland. Volgens “De vegetatie van Nederland” werden de oude veenmosrietlanden voorheen “ontzuurd” door het opbrengen van een dun laagje bagger. Dit mag dan echter niet te dik of te vaak opgebracht worden. Hiermee is in het huidige natuurbeheer in De Weerribben geen ervaring opgedaan. Aan de hand van De vegetatie van Nederland zijn de vegetatietypen gescoord op het voorkomen van Waterzuring, nectarplanten en structuur (Tabel 1). In kruidenrijk rietland kan al een veenmosbedekking aanwezig zijn en in jong veenmosrietland kunnen nog veel nectarplanten staan. Optimaal voor de vuurvinder zou dus de overgang tussen het kruidenrijk rietland en het veenmosrietland zijn.

Tabel 1 Plantengemeenschappen met voor de vuurvinder relevante kenmerken (Schaminée et al. 1995-1999)

Code	Sub- associatie	Frequentie Waterzuring	Gemiddelde frequentie nectarplanten*	Hoogste frequentie veenmos	Structuur
9Aa2b	Pallavicinio-sphagnetum (molinetosum)	7	11	92 <i>S. palustre</i>	ijl
16Ab3a	Lychnido-hypericetum tetraeperti (typicum)	42	40	27 <i>S. squarosum</i>	kruidenrijk
32Aa1a	Valeriano-filipenduletum (Calamagrostietosum)	15	45	0	ruig
8Bb4d	Typho-phragmitetum (thelypteridetosum)	58	19	11 <i>S. fimbriatum</i>	hoog en dicht

* Kattestaart, Echte valeriaan, Koninginnekruid, Moerasrolklaver en Kale jonker

De verspreiding van deze vegetatietypen (www.synbiosys.alterra.nl) is veel beperkter dan van de waardplant. Wanneer deze vier vegetatietypen worden gecombineerd op uurhokniveau vinden we dat ze alle vier voorkomen in De Weerribben en de Wieden en in het Friese Merengebied, het gebied waar de Grote vuurvinder voorkomt (Figuur 2). Daarnaast wordt de combinatie van vegetatietypen ook nog op enkele andere plekken in Nederland gevonden. Op deze plekken kwam de vlinder vroeger ook niet voor. Een combinatie van de kaart met het voorkomen van de vier vegetatietypen met de natuurgebiedenkaart laat zien dat juist in de grote natuurgebieden (Wieden en Weerribben) de Grote vuurvinder voorkomt. Dit is een indicatie dat de grootte van het leefgebied voor de Grote vuurvinder een belangrijke factor is voor het voorkomen van de soort.

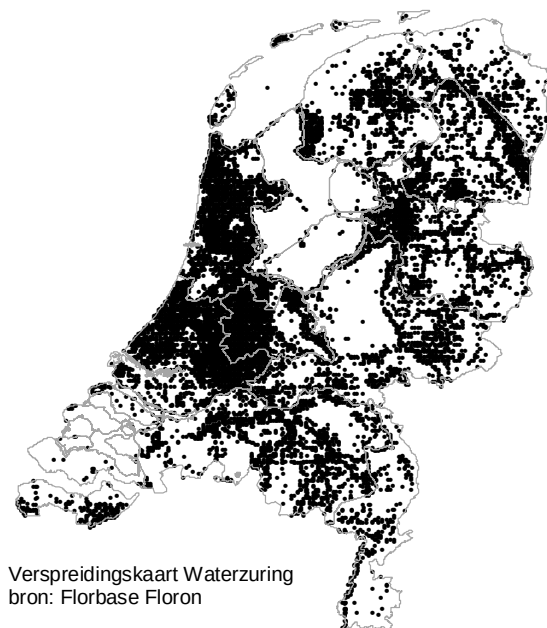


Figuur 2. Verspreidingskaartje van natuurgebieden waar de vier vegetatietypen voorkomen

De waardplant, Waterzuring, is een overjarige plant. De zaden verspreiden zich via de wind met behulp van het gevleugelde bloemdek. Ook worden de zaden via het water verspreid. De diasporen hebben drijflichaampjes waardoor ze 12 maanden of soms zelf langer kunnen drijven. Waarschijnlijk vindt verspreiding van zaden ook via vogels plaats. Dit kan inwendig zijn, maar ook doordat het zaad wordt meegenomen en onderweg wordt verloren (Bouman et al. 2000). Zaadverspreiding is voor de Waterzuring geen beperkende factor, en ook kieming in het voorjaar en vestiging lijkt geen beperking voor het voorkomen van deze soort. Waterzuring is dan ook een algemene plant in rietlanden en langs waterkanten, op plekken waar zoet oppervlaktewater voorkomt (Figuur. 3: verspreidingskaart FLORBASE). De plant komt optimaal voor in rietkragen aan de oevers van plassen, oude rivierarmen of kanalen (Weeda et al. 1985). Het habitat met de optimale groeiomstandigheden voor Waterzuring komt niet overeen met het leefgebied van de Grote vuurvlinder. In rietlanden waar zich een mosdek ontwikkelt, neemt de vitaliteit van Waterzuring af. Hij kan zich echter nog lang handhaven (Weeda et al. 1985).

Bink (1972) vindt in zijn onderzoek in De Weerribben in 1968 geen direct verband tussen de dichtheid van de waardplant en de dichtheid van de Grote vuurvlinder. De

verspreiding van de Grote vuurvliinder hangt vooral af van de aanwezigheid van een mozaiekvormig patroon van hoge en lage vegetaties. Bergsma (1999) geeft echter aan dat voor de Grote vuurvliinder een dichtheid van meer dan vijf planten per ha voldoende is voor een duurzame populatie. Meer Waterzuringplanten levert meer eiafzet-mogelijkheden voor het vrouwtje. Volgens Van Swaay (2000) draagt een dichtheid van meer dan 50 Waterzuringplanten per ha waarschijnlijk niet meer bij tot een hogere dichtheid van individuen. De relatie tussen dichtheid van de voedselplant en dichtheid van de Grote vuurvliinder is dus niet eenduidig.



Figuur 3. Verspreiding per kilometerbok van Waterzuring in Nederland

1.5 Ecohydrologie en de Grote vuurvliinder

1.5.1 Relatie waterpeil met vlinder

De sterfte van rupsen in de winter heeft een significante invloed op de populatiedynamica van de soort (Webb & Pullin 1998). Overwinterende rupsen worden gemiddelde 10 cm boven de grond gevonden. Bij overstromingen kunnen ze onder water komen. Tijdens de diapauze (winterperiode) zijn de rupsen weliswaar resistent tegen periodieke overstromingen, maar als de overstromingen langer dan een maand aanhouden wordt een significant verhoogde mortaliteit van de larven gevonden (Pullin et al.1998). Uit experimenteel onderzoek blijkt dat wanneer rupsen in diapauze minder dan 28 dagen onder water zijn geen effect van deze onderdompeling op de overleving wordt gevonden. Bij een langere periode onder water wordt een negatief verband gevonden tussen het aantal dagen onder water en de overleving (Webb & Pullin 1998). Grote waterstandsfluctuaties (> 50 cm) hebben in de Broadlands bij herintroductie-experimenten herhaaldelijk voor mislukkingen

gezorgd (Nicholls & Pullin 2003). In vergelijking met de Broadlands in Engeland is de waterstand in De Weerribben veel stabiel. Het waterpeil van het oppervlaktewater-netwerk wordt in De Weerribben stabiel gehouden op in de zomer 70 cm-NAP en in de winter 80 cm –NAP. In het oppervlaktewater-netwerk zijn op enkele sloten na geen sluizen om pijlverschillen binnen De Weerribben te creëren. Overstromingen zijn van kortere duur. Echter enige ruimtelijke verschillen in waterpeil op de kragge worden verkregen door bemaling. Water wordt met windmolens op de kragge gepompt en om te voorkomen dat het weer terug de vaarten in loopt zijn er rondom kraggen soms wallen aangelegd.

Een mogelijk effect van deze overstroming is dat voor de overleving van de rupsen het ongunstig kan zijn als de vrouwtjes van de Grote vuurvlieder de eitjes afzetten op waardplanten langs de waterkant. De rupsen die op deze planten zitten hebben het eerst en het meest last van overstroming. Bij geïntroduceerde populaties van de Grote vuurvlieder in de Broadlands werden de planten van Waterzuring aan de slootranden gemeden voor ovipositie (Webb & Pullin 2000). In De Weerribben bleek dit niet het geval te zijn.

Ook overstromingen in het voorjaar en in de zomer kunnen sterfte onder de rupsen tot gevolg hebben (Duffey 1977). In de Broadlands (Engeland) is een negatieve invloed van overstroming in het voorjaar (1949) en in de zomer (1968) op de overleving van de Grote vuurvlieder gevonden. In 1949 leidde dit zelfs tot extinctie (Webb & Pullin 1998). Rupsen die op zoek zijn naar voedsel kunnen in overstroomde gebieden geen andere voedselplant vinden en verhongeren. Inundatie buiten de winterperiode kan dus grote effecten hebben op de overleving van de soort.

1.5.2 Relatie waterkwaliteit, Waterzuring en Grote vuurvlieder

De Waterzuring is afhankelijk van het vrij voedselrijke water dat onder de kraggen doorstroomt. Als deze waterstroom te gering wordt kan de Waterzuring verdwijnen (mondelinge mededeling Bink). In de Wieden zijn een aantal verlandde petgaten zover ontwikkeld dat ze aan de bodem zijn vastgegroeid. Hierdoor is er nog maar een geringe waterstroming onder de vegetatiemat. De populatie van de Grote vuurvlieder die in dit gebied voorkwam is nu erg klein (De Vries 2001).

Bij het onderzoek naar de invloed van inundatie op de overlevingskansen van rupsen in de winter bleek het watertype (zoet water vs. brak water) geen invloed te hebben op de overlevingskansen van de rupsen (Webb & Pullin 1998). Zowel bij zoet als bij brak water neemt de overlevingskans van rupsen bij overstroming sterk af bij een overstroming van meer dan 28 dagen. Verder is er geen literatuur gevonden over een directe relatie tussen waterkwaliteit en de vlinder. Waterkwaliteit beïnvloedt voornamelijk het leefgebied en daarmee indirect de vlinder.

1.6 Vegetatiebeheer en de Grote vuurvliinder

1.6.1 Maaien en rietsnijden

Door zomermaaien (juni tot september) ontstaat een 'hooiland'-vegetatie (mesotrofe kleine zeggenvegetatie), vrijwel zonder riet. Dit is niet geschikt voor de Grote vuurvliinder. Bovendien leidt maaien in de zomer tot sterfte van rupsen, poppen of eieren, en het verdwijnen van bloeiende planten die de vlinders nodig hebben als nectarplant. Maaien of rietsnijden in de winter heeft deze nadelen niet, maar kan resulteren in combinatie met bemaling van de kragge in een hoge dichte rietvegetatie. De aanwezig Waterzuringplanten worden hierin overschaduwd door het riet. Deze waardplanten worden niet gevonden door de vrouwtjes van de Grote vuurvliinder voor ovipositie. Ovipositie vindt bij voorkeur plaats op Waterzuringplanten die ongeveer even hoog zijn als de omringende vegetatie, in een ijle vegetatie (Heath et al. 1984; Bergsma 1999). Door verzuring ontstaat uit een dicht rietland op de lange termijn bijna altijd veenmosrietland zonder Waterzuring. Gebieden waar wintermaaien plaatsvindt kunnen op termijn geschikt worden voor de Grote vuurvliinder (Van Tweel et al. 1995). Maaien in de herfst (september en oktober) biedt mogelijk betere overlevingskansen voor de Grote vuurvliinder (Janssen & Schaminée 2004). Het bladriet werd gesneden in de herfst en gebruikt als afdek materiaal in de landbouw. Vroeger werd dit gedaan in minder productieve hooilanden (de oudere veenmosrietlanden en ruigten). In de Wieden en De Weerribben is deze vorm van beheer zo goed als verdwenen (Loff et al 1999, mondelinge mededeling Staatsbosbeheer). Echter, in koude jaren kan het tot midden oktober duren voor de rups in overwintering gaat waardoor maaien in de herfst nog tot verlies van een groot deel van de rupsen kan leiden (Van Swaay 2000). Door gefaseerd maai-beheer toe te passen worden niet alle plekken met waardplant waarop mogelijk rupsen zitten weggemaaid. Een risico is dat bij een lage maaifrequentie of het staken ervan verbossing er snel kan gaan. In het beheer is het belangrijk specifiek de voortplantingslocaties te ontzien (Bergsma 1999) en deze niet elk jaar te maaien. Randen met Waterzuring langs de sloten zouden daarvoor het best kunnen worden gespaard bij het maai-beheer.

Tot ca. 1960 werd in De Weerribben veel riet gesneden. Door de invoer van goedkoop riet uit Oost-Europa is het snijden van riet op veel plekken in De Weerribben gestopt. Daardoor is het areaal aan bos in De Weerribben sinds 1960 sterk toegenomen (Wolf 1992). In de huidige situatie beslaan bossen en struwelen ongeveer een derde deel van oppervlakte in De Weerribben: de moerasstruwelen en moerasbossen en de vochtige tot droge bossen en struwelen. In de Broadlands in Noordwest-Engeland is de Grote vuurvliinder in het verleden een aantal keer opnieuw uitgezet. De soort weet zich daar niet goed te vestigen. Volgens Pullin (1997) heeft dit o.a. te maken met de samenstelling van het landschap in de Broads. Daar beslaan struweel en bos meer dan de helft van de oppervlakte van het gebied. De Broads is een veel geslotener gebied dan De Weerribben. In het open landschap van De Weerribben kan de Grote vuurvliinder zich makkelijker door het landschap bewegen. De mannelijke vlinders kunnen makkelijker een geschikt territorium vinden en de vrouwtjes kunnen makkelijker een plek vinden om eitjes af te zetten dan in het

veel geslotener landschap van de Broads. In de Broads zijn de populaties van de Grote vuurvlinder meer geïsoleerd van elkaar dan in De Weerribben. Een toenemende bedekking van De Weerribben met struweel en bos lijkt niet wenselijk voor de Grote vuurvlinder. De afgelopen jaren zijn door Staatsbosbeheer op verschillende plaatsen voor ca 60 hectare bomen, bosjes en struwelen verwijderd om het open karakter van De Weerribben te behouden. Dit is voor de Grote vuurvlinder een positieve ontwikkeling.

In Engeland worden gebieden waar de Grote vuurvlinder voorkomt ook begraasd. Door begrazing kan open vegetatie blijven bestaan en is er ruimte voor kieming van zaad om zo nieuwe voedselplanten te krijgen (Heath et al. 1984; Duffey 1977). Een aantal jaren geleden is geëxperimenteerd met begrazing in De Weerribben. De bodem was echter te zwak en de dieren zakten soms door de kragge heen (mondelinge mededeling Staatsbosbeheer).

1.6.2 Petgaten graven

De vervening in de laagveengebieden in Nederland is sinds de tweede wereldoorlog gestopt. Het verlandingsproces in de petgaten verliep van watervegetatie, drijftillen en naar binnen groeiend riet vanaf de zijkanten als de detrituslaag dik genoeg was (Haans en Hamming 1962) naar rietlanden op een steeds dikker wordende wortelmat – de kragge. Uiteindelijk is het laatste successiestadium wanneer er niet met maai-beheer wordt ingegrepen moerasbos of misschien ontstaat er weer een hoogveenkern als de veenmosgroei door blijft gaan. Door het natuurlijk proces van voortgaande successie verdwijnen de eerste verlandingsstadia, waaronder de zeer soortenrijke trilvenen, versneld door voedselrijk oppervlaktewater en basenarm regenwater. De soortenrijke trilvenen worden zo lang mogelijk in stand gehouden door zorgvuldig beheer. Door het dikker worden van de kragge en de daarmee gepaard gaande verdroging en verzuring neemt in de loop van de tijd ook de opbrengst van het riet en dus de interesse van de riettelers af. Door het bemalen van de kragge kan dit lang worden uitgesteld. Voor instandhouding van de grote soortenrijkdom in laagveenmoerassen is het naast elkaar voorkomen van alle successiestadia van belang. Daarom is men in De Weerribben ca. 30 jaar geleden weer begonnen met het graven van petgaten, in de Wieden is men 20 tot 25 jaar geleden hiermee weer begonnen. In het Vechtplassengebied in West-Nederland zijn in 1989 de eerste nieuwe petgaten gegraven. In veel petgaten is het nog niet zichtbaar of zich werkelijk trilveen gaat ontwikkelen, omdat de nieuwe petgaten nog te jong zijn. Tot nu toe is in sommige petgaten de ontwikkeling van kranswiervegetaties gevonden (Beltman et al 1996, Loff 1999), in enkele petgaten worden al krabbescheervegetaties gevonden. Krabbescheer wordt gezien als een belangrijke voorbode voor verlanding naar trilvenen. Of deze successie daadwerkelijk bij de thans geldende milieucondities zal plaatsvinden is nog maar de vraag (Loff 1999). Een slechte waterkwaliteit (te voedselrijk water) beïnvloedt de verlanding vanuit petgaten negatief, nieuwe trilvenen worden dan niet gevormd.

Voor de polder Westbroek in het west-Nederlandse plassen gebied is aan de hand van luchtfoto's vanaf 1937 tot 1989 de vegetatieontwikkeling gevolgd. In sommige petgaten vindt de ontwikkeling van open water naar de semi-aquatische fase in 10 jaar plaats. De daarop volgende verlanding duurt veel langer. Opvallend is dat sommige petgaten helemaal niet verlanden en open water blijven. Dit onderzoek geeft geen verklaring waarom verlanding in het ene petgat anders verloopt dan in het andere petgat (Bakker et al 1997).

1.6.3 Plaggen

In het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) zijn in een aantal veengebieden in Nederland maatregelen tegen de verzuring genomen door plaatselijk de veenmoslaag te verwijderen. Hierdoor zouden nieuwe kiemplekken moeten ontstaan voor soorten van basenrijke venen. Deze maatregelen hebben in De Weerribben tot nu toe niet tot succesvol herstel van basenrijke venen geleid. Inmiddels is er circa 80 hectare geplagd waarvan grote delen ter bevordering van de rietveld of na het verwijderen van bos (mondelinge mededeling Staatsbosbeheer).

Bij de monitoring is vastgesteld dat plaggen in De Weerribben hoogstens een marginaal en tijdelijk effect heeft (Schouwenberg et al. 1994, Schouwenberg & Van Wirdum 1997, Schouwenberg 2000). Met het afplaggen was nog geen ervaring opgedaan. Het bleek al snel geen geschikte maatregel, omdat de kraggen bij de plagstroken grenzend aan de nieuw gegraven sloten na het plaggen omhoog kwamen (opdrijven), waarbij de toplaag zuur bleef. Bij de aanleg van de geïsoleerde plagstrook bleek een 'badkuip' te ontstaan waarin regenwater bleef staan, waardoor eveneens de verzuring doorging. Dat de gevolgen van plaggen ongunstig zijn werd ook in het Vechtplassen gebied geconstateerd (Barendregt et al., in prep.).

Voor de beoordeling van plaggen als herstelmaatregel, is het belangrijk bewust te zijn van de volgende processen:

- (1) Een zekere verzuring van de toplaag in het laagveen is in veel gevallen een natuurlijk proces. De aanwezige veenmossen en andere soorten van het zuurdere milieu zullen op termijn het terrein heroveren, en daarmee het eerder genoemde proces van verzuring opnieuw in gang zetten;
- (2) De kraggen drijven min of meer, waardoor bij afplaggen de hoogteligging ten opzichte van de (grond)waterstand maar weinig verandert;
- (3) In de bodem van laagveengebieden is geen langlevende zaadbank aanwezig: 75% van de zaden is na drie jaar al niet meer kiemkrachtig, zodat vestiging van doelsoorten, als die al enige jaren verdwenen zijn, niet snel zal plaatsvinden (Barendregt in prep.).

Bij het plaggen moet nog de kanttekening gemaakt worden dat er in wezen meer gedaan wordt dan alleen het blootleggen van een nieuw kolonisatieoppervlak door het verwijderen van de bovenste laag, die door strooiselophoping en eventueel door mosgroei is gevormd. Een al eerder genoemd neveneffect is dat impliciet ook een belangrijk deel van het uitwisselingsoppervlak voor bufferstoffen wordt weggehaald.

Een ander bekend neveneffect is dat de luchtkanalen in de wortelstelsels van riet en sommige cypergrassen nu gevuld raken met water, en daardoor afsterven. De kragge kan daardoor eerst extra diep inzinken, wat gunstig is voor de invloed van basenrijk water. Als vervolgens methaan, koolzuur en zwavelwaterstof gevormd worden, komt hij weer omhoog, en kan dan versneld met veenmossen begroeid raken (Barendregt et al, in prep.).

2 Methode

Vegetatietypen (voorkomen van Waterzuring, nectarplanten), beheer en waterhuishouding zijn omgevingsfactoren die het voorkomen van de Grote vuurvliinder beïnvloeden. Het programma GENSTAT is gebruikt om deze relaties op hun significantie te toetsen. Het vegetatiesuccessiestadium, het vegetatiebeheer, de gemeten waterkwaliteit, en de gemodelleerde waterkwaliteit (hydrologische isolatie) zijn afzonderlijk maar ook in samenhang getoetst naar hun invloed op het voorkomen van de Grote vuurvliinder.

1. De hypothese omtrent het successiestadium van de vegetatie is: de eitjes en rupsen van de vliinder worden significant vaker gevonden in de kruidenrijke rietlanden met veenmos en de veenmosrietlanden.
2. De hypothese betreft beheer is: eitjes en rupsen worden significant vaker aangetroffen op Waterzuringplanten waar in de herfst of in winter het riet wordt gesneden.
3. De hypothese van de gemeten waterkwaliteit is: Waterzuring komt significant vaker voor bij voedselrijk en basenrijk water dan de Waterzuringplanten met eitjes (zuurdere voedselarmere waterkwaliteit).
4. De hypothese van de gemodelleerde waterkwaliteit is: Waterzuring met eitjes komt significant vaker voor in hydrologisch geïsoleerdere gebieden en de daarbij behorende omgevingsfactoren dan Waterzuring zonder eitjes.

De basisgegevens zijn de soortverspreidingskaarten van de Grote vuurvliinder (Waterzuringplanten met eitjes en rupsen) bijeengebracht door de Vlinderstichting. De gegevens bevatten voornamelijk de locatie van Waterzuringplanten met en zonder eitjes en met en zonder rupsen en zijn verzameld in 2000. In de analyse is geen onderscheid gemaakt tussen eitjes en rupsen. De rupsen zijn beschouwd als uitgekomen eitjes en daarbij voor dit project samengenomen met de nog niet uitgekomen eitjes. Dus overal waar “eitjes” staat, worden “eitjes en rupsen” bedoeld. De tellingen van aantallen eitjes is gedaan op twee manieren: aantallen tellen en toekennen. Tot ca. 10 werden de eitjes geteld, grotere aantallen (>10) werden op 10 gezet en meer dan 100 op 100. Om niet verstrikt te raken in het dualisme van deze methode, is alleen gewerkt met aan- en afwezigheid bij de statistische toetsing. De verspreidingskaarten zijn ter bescherming van de soort niet opgenomen in dit rapport. De overige beschikbare ruimtelijke gegevens worden beschreven in de betreffende paragrafen. De gebruikte kaarten (behalve beheer, de verspreidingsgegevens en de vegetatiekaart) en de in GIS berekende omgevingsfactoren staan als kleurenplaat in bijlage 1.

2.1 Vegetatiesuccessie in relatie tot huidig en potentieel habitat

Van 1996 tot en met 1998 is een vegetatiekartering uitgevoerd in De Weerribben (Tolman & Jongman 1999). De karteerschaal is 1:5000. Voor verschillende subgebieden in De Weerribben is de schaal te klein waardoor er vegetatiecomplexen (meerdere typen per kaartvlak) zijn gekarteerd. De locale vegetatietypen zijn onderbouwd met vegetatieopnamen en gerefereerd naar de landelijke typologie van de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1995-1999). De vegetatietypen zijn ingedeeld in 11 hoofdgroepen (series), van open water naar struweel en bos (Tabel 2).

Tabel 2. Vegetatietypen in De Weerribben volgens de vegetatiekartering van Tolman & Jongman 1999.

Code van hoofdgroep	Hoofdgroep	Oppervlakte (hectares)
A	Vegetaties van open water	22
B en C	Rietgemeenschappen	293
D	Grote zeggenmoerassen	171
E	Moerasvarenrijke (riet)moerassen, trilveen en basenhoudende kleine zeggenmoerassen	525
F en G	Veenmosrietlanden, zure kleine zeggenmoerassen en moerasheide	304
H en I	Natte heiden en blauwgraslanden	132
J en K	Natte tot vochtige bloemrijke hooilanden	45
L en M	Vochtige tot droge voedselrijke graslanden en overstromingsgraslanden	319
N en O	Moerasstruwelen en moerasbossen	790
P en Q	Vochtige tot droge bossen en struwelen	77
R, S en T	Storingsgemeenschappen, ruigten en tredvegetaties	66

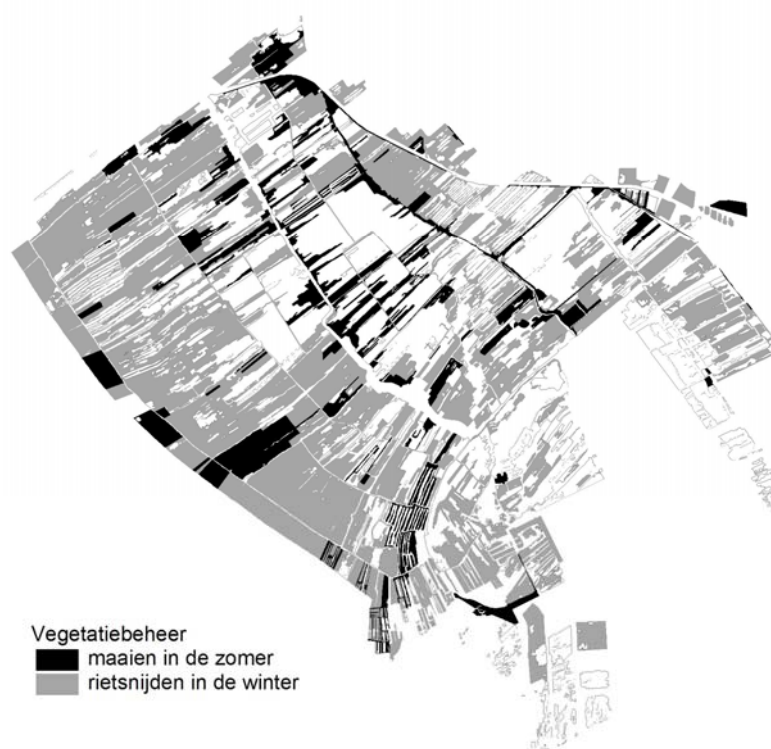
In GIS is de eitjes-verspreidingskaart gecombineerd met de vegetatiekaart. Per locatie waar een Waterzuringplant met eitjes voorkomt, is de hoofdindeling en het vegetatietype bekend. Er is gekeken naar het aantal keer dat de Waterzuringplanten voorkwamen en naar het aantal eitjes in een bepaald vegetatietype. Hierbij is gecorrigeerd voor verschillen in oppervlakte van de verschillende vegetatietypen door aantallen per hectare te berekenen.

De moerasvarenrijke rietmoerassen uit de E-serie en de veenmosrietlanden uit de F-serie zijn tijdens de kartering gevonden in 28 % van de gekarteerde oppervlakte van De Weerribben. Momenteel lijkt in De Weerribben een groot aandeel geschikte vegetatie aanwezig (moerasvarenrijk (riet)moeras en veenmosrietland). De huidige geschikte vegetatie voor de Grote vuurvliinder zal echter, ook bij geschikt beheer, verdwijnen. Door voortgaande verzuring verandert het veenmosrietland in moerasheide (Smittenberg 1974; Van Wirdum 1991; Tolman & Jongman 1999), waarin Waterzuring zal verdwijnen. Het is dus belangrijk dat op termijn nieuw ijl veenmosrietland met Waterzuring en nectarplanten ontstaat voor de Grote vuurvliinder. Verwacht wordt dat de huidige Rietvegetaties (serie C) op termijn van 10-25 jaar geschikt kunnen worden als habitat voor de Grote vuurvliinder. Op de langere termijn (30-50 jaar) kan het huidige open water geschikt worden als habitat voor de Grote vuurvliinder (Smittenberg 1974). Voorwaarde is dan wel dat verlanding kan optreden.

Door de vegetatietypen te vertalen naar geschikt, op korte termijn geschikt, op lange termijn geschikt en ongeschikt is het mogelijk de vegetatiekaart te vertalen naar een geschiktheidskaart. Deze duidt potentieel habitat en huidig habitat. Gekeken is naar oppervlakten van geschiktheidsklassen en patronen in de geschiktheidskaart.

2.2 Vegetatiebeheer

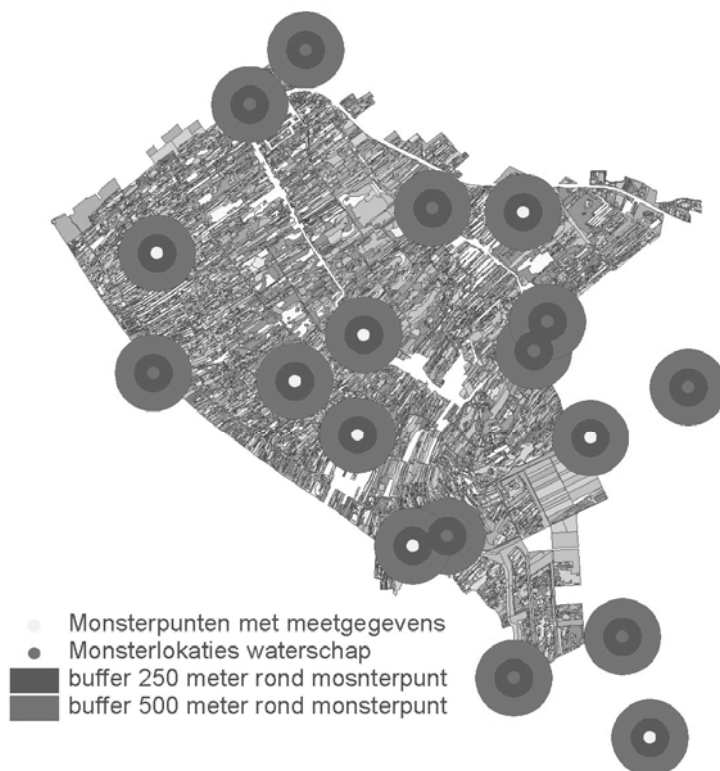
Vegetatiebeheer bestaat uit 2 typen: zomermaai-beheer en rietsnijden in de winter. De exacte maaidata van de beheerseenheden zijn niet beschikbaar. De beheersgegevens staan op kaart per beheerseenheid met als basisresolutie de kragge (Figuur 4). De kaart is overgenomen van Sanders (1999) en voor dit project herzien met recente beheersgegevens van Staatsbosbeheer. Verschillen in maaibeheer binnen de kragge zijn wel beschikbaar maar niet ingevoerd. Er zijn kaarten welke perceelsranden en waterkanten niet wordt gemaaid. Hoe nauwkeurig en compleet deze gegevens zijn, is niet verder onderzocht. De gegevens zijn niet gebruikt omdat ze mogelijk afhankelijk zijn van het voorkomen van Waterzuring met eitjes. Dat wil zeggen dat de eitjes er niet voorkomen omdat er pas later of niet gemaaid wordt maar juist andersom: omdat er eitjes zijn gesignaleerd wordt er niet of pas later gemaaid. De beheerskaart is gecombineerd met de verspreidingsgegevens van de Waterzuringplanten met eitjes en statistisch getoetst (zie 2.5).



Figuur 4. Vegetatiebeheer in De Weerribben

2.3 Waterkwaliteitsmetingen oppervlaktewater-netwerk

In en in de directe nabijheid van De Weerribben liggen monsterpunten van het Waterschap Reest en Wieden, verspreid over het gebied (18 in totaal; zie Figuur 5). De voorhanden zijnde waterkwaliteitsgegevens waren beperkt tot enkele meetlocaties in het oppervlaktewater-netwerk. Een interpolatie van de meetgegevens naar vlakdekkende waterkwaliteitsgegevens is niet verantwoord vanwege het geringe aantal (7) beschikbare monsterpunten. Om toch iets te kunnen zeggen over de relatie tussen de waterkwaliteit en het voorkomen van Waterzuring met eitjes, is daarom een andere aanpak gekozen. Rond de monsterpunten is een buffer (cirkel) gelegd van respectievelijk 250 en 500 meter. Om een relatie af te leiden met het voorkomen van eitjes van de Grote vuurvlinder en van Waterzuring zijn de soortwaarnemingen van beiden binnen deze buffers geselecteerd. Vervolgens is berekend voor welke range van waarden van waterkwaliteitsgegevens de Waterzuring en Waterzuring met vuurvlinder wel of niet voorkomen. Daarbij is geprobeerd een correlatie te vinden tussen de verschillende gemeten variabelen van de waterkwaliteit (pH, Elektrisch GeleidingsVermogen, Cl, Ca, Fe en SO₄) en het voorkomen van Waterzuring met en zonder eitjes van de vuurvlinder.



Figuur 5. Monsterlocaties waterkwaliteit

2.4 Ecohydrologisch model voor hydrologische isolatie

2.4.1 Theorie

Er is veel onderzoek gedaan naar de aanvoer van oppervlaktewater vanuit de sloot in de kragge (zie o.a. Schouwenberg & Van Wirdum 1997). Hierbij is voornamelijk gefocust op twee deelgebieden, De Wobberibben en De Stobbenribben. Het principe van wateraanvoer is mogelijk illustratief voor het merendeel van de verlande petgaten in De Weerribben. De aanvoer van boezemwater die leidt tot basenrijkere omstandigheden is afhankelijk van de doorlatendheid van het kraggeveen en de hoeveelheid water die lateraal onder de kragge kan worden aangevoerd. De doorlatendheid van het kraggeveen in bijvoorbeeld De Stobbenribben is groter dan 100 meter per dag. Er is daar tevens een grote wegzijging (>2 meter per jaar) naar het grondwater, waardoor het oppervlaktewater "aangezogen" wordt. Er vindt voornamelijk laterale aanvoer plaats door de waterbehoefte als gevolg van wegzijging van in het "achterland". Hierdoor dringt het basenrijke oppervlaktewater verder het gebied in. Als er op geringe diepte restveen aanwezig is, dan kunnen de kraggen bij lage waterstanden plaatselijk op de ondergrond komen te rusten, waarbij de doorlatendheid van het totale pakket afneemt. Uit berekeningen door Schouwenberg & Van Wirdum (1997) blijkt dat in De Stobbenribben op de verschillende monsterpunten in de periode 1991-1996 een aanvoer van oppervlaktewater uit de sloot onder de kragge plaatsvindt afhankelijk van de afstand tot de aanvoersloot van 20-220 m³ per jaar (uitgegaan van inzijging van 2 meter per jaar en lengte perceel waarover nog aanvoer plaatsvindt van 160m). Het is de vraag of het water ook daadwerkelijk tot bovenin de kragge komt. De hoeveelheid water die bovenin de kragge doordringt wordt sterk gestuurd door de verdamping van de vegetatie. Als gevolg van deze verdamping wordt het 'tekort' aan water in de zomer aangevuld met water vanonder de kragge. De invloed van het slootwater in het kraggeprofiel is daarnaast in sterke mate afhankelijk van de beweeglijkheid van de kragge en de diepte van het restveen. In een kragge die met de waterstandsfluctuaties kan meebewegen, zijn de relatieve schommelingen van het water in de kragge gering. In een kragge die niet of nauwelijks met de waterstandsfluctuaties meebeweegt zijn de fluctuaties in de relatieve waterstanden in de kragge groot en kan relatief veel regenwater geborgen worden. Dit leidt tot verzuring.

Sanders (1999) introduceerde een ruimtelijk model gebaseerd op de waterbalans en de wet van Darcy dat in een GIS de mate van hydrologische isolatie modelleert voor het hele gebied. De hydrologische isolatie is gedefinieerd in termen van "de mate van oppervlaktewater invloed". De waterbalans van een bepaalde locatie is samengesteld uit wateraanvoer (neerslag, laterale aanvoer, en kwel) en waterafvoer (verdamping, laterale afvoer en wegzijging). Het verschil tussen neerslag en wegzijging/verdamping wordt gecompenseerd met een laterale aanvoer van oppervlaktewater met een hoeveelheid die drijvende kracht en weerstand of permeabiliteit in de kragge toestaan (wet van Darcy – vergelijking 1). De drijvende of aanzuigende kracht in de kragge wordt veroorzaakt door het waterverlies van het "achterland" (vergelijking 2). Het achterland is de hoeveelheid oppervlakte verder af, meer geïsoleerd, van de hydrologische bron dan de betreffende locatie.

Wet van Darcy: hoeveel water kan een standplaats bereiken:

$$I = k \cdot A \cdot dh / dL \quad (1)$$

Waterbalans (zonder kwel): hoeveel water verlaat de standplaats:

$$O = H \cdot (E + D - P) \quad (2)$$

I = wateraanvoer (m^3/dag)

O = waterafvoer (m^3/dag)

k = permeabiliteit (m/dag)

H = oppervlak achterland (m^2)

A = doorsnede van het stroomkanaal (m^2)

E = verdamping (m/dag)

dh = waterstandsverhoging (m)

D = wegzijging (m/dag)

dL = lengte-eenheid stroomkanaal (m)

P = neerslag (m/dag)

Gemiddeld genomen over een jaar waarbij geen verdroging of vernatting optreedt is $I = O$ wat resulteert in vergelijking 3.

De resulterende formule is:

$$k \cdot A \cdot dh / dL = H \cdot (E + D - P) \quad (3)$$

Wateraanvoer en dus basen- en nutriëntenaanvoer, vermindert als de weerstand toeneemt of als de aanzuigende kracht afneemt, waardoor de waterstand daalt (vergelijking 4). De mate van daling van de waterstand bij een constant gehouden waterpeil is een goede maat voor de hydrologische isolatie (Vegt 1978).

De formule 3 herschreven geeft:

$$dh = H \cdot (E + D - P) \cdot dL / (A \cdot k) \quad (4)$$

Er ontstaat er gradiënt die varieert van een hoge waterstand van basenrijk oppervlaktewater dicht bij de sloten, grachten en petgaten naar lage waterstand waar zure regenwaterinvloed groot is. Deze gradiënt, de mate van hydrologische isolatie, beïnvloedt de plantensoortensamenstelling. De hydrologische isolatie op een bepaalde locatie is de afstand tot het achterland gedeeld door de permeabiliteit en gesommeerd over de afstand naar het oppervlaktewater-netwerk (vergelijking 5).

De hydrologische isolatie (H_i) op standplaats y is:

$$H_{i_y} = \sum_{x \in R_y} dh_x \quad (5)$$

Waarbij R_y de set standplaatsen is die y verbind met de dichtstbijzijnde waterbron.

Bemaling van oppervlaktewater over de kragge met behulp van pompen en overstroming van de kragge zorgen ervoor dat een geïsoleerde plek oppervlaktewater ontvangt zonder dat de weerstand of de aanzuigende werking van de kragge een rol

speelt. Bemaling en overstrooming worden dus gezien als een hydrologische kortsluiting. Deze kortsluiting verstoort de gradiënt van basenrijk oppervlaktewaterinvloed dicht bij de sloten, grachten en petgaten naar zure regenwaterinvloed.

2.4.2 GIS-berekeningen van hydrologische omgevingsfactoren

Naast de mate van hydrologische isolatie in de kragge, is ook de doorstroming door het oppervlaktewater-netwerk naar de kragge van belang (afstand tot het inlaatpunt en watergangtype) en bemaling/overstroming van de kragge. De waterbron van een kragge ver van het waterinlaatpunt uit bijvoorbeeld een slootje zal een ander waterkwaliteit hebben dan van dichtbij de inlaat van een petgat of kanaal. Zij worden hier onder omschreven.

Hydrologische isolatie (stroming door/onder de kragge), 2.4.3

- Kraggedikte, 2.4.4
- Afstand tot de bron (het oppervlaktewater-netwerk), 2.4.5
- Hoeveelheid achterland, 2.4.6

Hydrologische kortsluiting (stroming over de kragge), 2.4.7

Hydrologische bron (stroming naar de kragge)

- Afstand tot het waterinlaatpunt, 2.4.8
- Watergangtype, 2.4.9

Voor het berekenen van de afstandsmaten zijn alle kaarten vergrid tot gridcellen van 5 bij 5 meter. Dit is dus de kleinste eenheid waarop uitspraken kunnen worden gedaan. De vaste gridcelresolutie maakt kaartcombinatie ook eenvoudiger.

2.4.3 Hydrologische isolatie

Voor het berekenen van de isolatie moeten de variabelen genoemd in vergelijking 4 worden ingevuld met beschikbare ruimtelijke gegevens. Er zijn echter geen ruimtelijk gedifferentieerde gegevens beschikbaar van verdamping (E), wegzijging (D) en neerslag (P) zij worden dus als ruimtelijk constant (c) beschouwd. Door het werken met gridcellen van 5 bij 5 meter zijn ook lengte (dL) en doorsnede (A) gelijk voor het hele gebied. Ruimtelijk gedifferentieerd in deze formule (6) zijn dus het achterland (H) en de permeabiliteit (k).

De hydrologische isolatie (H_i) op standplaats y is:

$$H_{i_y} = \sum_{x \in R_y} (H/k * c)_x \quad (6)$$

Waarbij R_y de set standplaatsen is die y verbind met de dichtstbijzijnde waterbron (afstand tot het oppervlaktewater).

2.4.4 De permeabiliteit gerelateerd aan de kraggedikte

De doorlatendheid van de kragge voor basenrijk oppervlaktewater is afhankelijk van de specifieke hydraulische weerstand van de volgende lagen: de kragge, de wortel/water laag, en de detrituslaag (Van der Perk & Smit 1975). Van der Perk & Smit hebben van de verschillende kraggedikten de permeabiliteit berekend. The kraggedikte is gekarteerd op een 1:10000 bodemkaart van 1951 (Bijlage 1.4, Haans & Hamming 1962). The dikteklassen met bijbehorende permeabiliteit zijn:

1. kragge gestabiliseerd met modder: 40 m/dag
2. waterplanten: 1500 m/dag
3. open water met dikke detrituslaag minder dan 75 cm onder oppervlakte: 1500 m/dag
4. kragge is 5-20 cm dik, : 180 m/dag
5. kragge is 20-60 cm dik: 110 m/dag
6. kragge is tussen 50 –100 cm dik: 40 m/dag

De ribben worden beschouwd als hydrologische barrières met een verwaarloosbare doorlatendheid

Aan de hand van deze kraggedikten kan de permeabiliteit worden berekend. De gegevens zijn echter verzameld in de jaren vijftig en dus verouderd. Het gebruik ervan is gebaseerd op de aanname dat de kragge overal gelijkmatig dikker is geworden in de loop van de tijd. Andere gegevens over kraggedikten om deze aannamen te toetsen zijn niet beschikbaar. Tijdens de vegetatiekartering (2.1) hebben de karteerders wel genoteerd hoe de kragge “bewoog” onder hun voeten als zij hem betraden (Bijlage 1.3, Tolman & Jongman 1999). Deze ervaringen varieerden van onbegaanbaar, voorzichtig begaanbaar, golft tijdens lopen, golft alleen bij springen of trilt alleen maar. Deze ervaringen zijn indicatief voor de kraggedikte maar minder geschikt voor berekeningen van de hydrologische isolatie. Ze zijn wel als afzonderlijke factor meegenomen in de statistische analyse.

2.4.5 Kortste afstand tot het oppervlaktewater-netwerk

De basis voor alle afstandsberkeningen is de basiskaart (Bijlage 1.1, Sanders 1999). Deze kaart is gemaakt met luchtfoto-interpretatie van False Colour luchtfoto's uit 1995 en bevat het oppervlaktewater (kanalen, petgaten en sloten: de hydrologische bron), de ribben (kraggegrenzen en hydrologische barrières) en het bos.

De “cost distance” functie in Arc-Info berekent voor elke gridcel de kortste afstand naar de bron rekening houdende met de opgegeven barrières. De aanname die hier aan ten grondslag ligt is dat de mate van beschikbaarheid van basenrijk oppervlaktewater op een bepaalde plek (gridcel) lineair is gerelateerd met de afstand tot het oppervlakte (Van Wirdum 1991). De ribben worden beschouwd als ondoorlatende barrières omdat hun doorlatendheid ten opzichte van kraggen verwaarloosbaar klein is (Vegt 1978). De ribben bestaan namelijk uit klei en origineel veen die een dichtere massa vormen dan de kragge.

2.4.6 Hoeveelheid achterland

De basis voor alle afstandsberoeeningen is de basiskaart (Bijlage 1.1, Sanders 1999). In GIS (Arc/INFO) is met behulp van “cost distance” functie berekend waar gridcellen liggen waarvan alle buur-gridcellen een kleinere of een gelijke afstand tot het oppervlaktewater hebben. Deze gridcellen (breekpuntcellen) zijn dus het verst gelegen van het oppervlaktewater. Van elke gridcel in de kaart werd berekend wat de kortste afstand tot het dichtst bijzijnde breekpunt is. Deze afstand tot het achterland is door een standaard gridcelgrootte gelijk aan de hoeveelheid achterland

2.4.7 Hydrologische kortsluiting: stroming over de kragge

Door bemaling of overstroming komt de kragge onder water komt te staan. Hier zullen dus mogelijk de kraggedikte en de afstandsmaten minder van invloed zijn. De hoeveelheid water op de kragge (“natheid”) is gekarteerd met behulp van luchtfoto’s. Classificatie van gescande false colour luchtfoto’s uit mei 1995 resulteert in een kaart (Bijlage 1.2) met 3 nominale klassen van “natheid”: water op kragge, nat en vochtig. Water op kragge betekent veel water op de kragge door bemaling of overstroming, nat betekent natte plekken of een beetje water op de kragge en vochtig betekent geen water zichtbaar maar de waterstand beneden maaiveld. De details van de remote sensing analyse zijn beschreven in Sanders 1999.

2.4.8 Hydrologische bron: kortste afstand tot het waterinlaatpunt

De wateraanvoer op een bepaalde locatie (gridcel) hangt naast de verspreiding door de kragge af van de waterverspreiding van het waterinlaatpunt door het oppervlaktewater-netwerk. Het waterinlaatpunt is het punt waar het kanaal Steenwijk-Ossenzijl met oppervlaktewater van het Drents Plateau de Kalenbergergracht in komt. Opnieuw werd de costdistance functie van Arc/info gebruikt voor het berekenen van de kortste afstand van elke gridcel in het oppervlakte netwerk van de basiskaart (Bijlage 1.1, Sanders 1999). naar het waterinlaatpunt. Alle cellen op de kragge kregen de waarde “afstand tot inlaatpunt” van de dichtstbijzijnde cel in het oppervlaktewater-netwerk

2.4.9 Hydrologische bron: watergangtype

Sloten zijn smaller en petgaten hebben minder doorstroming dan grachten. De snelheid van het water en de hoeveelheid water en daarmee de basenrijkdom in het gebied wordt beïnvloedt door het watergangtype: sloten, grachten, de Kalenbergergracht en petgaten. Elke watergang van het oppervlaktewater-netwerk van de basiskaart werd geclassificeerd met deze typen. Van elke gridcel werd berekend via de kortste afstand van welke type watergang deze zijn water ontvangt.

2.5 Statistiek

2.5.1 Enkelvoudige toetsen

De omgevingsfactoren (bijv. maaibeheer) moeten per klasse (bijv. zomermaaien, rietsnijden) met elkaar worden vergeleken om hun invloed op de eileg-plaatskeuze van de vlinder te bepalen. De verdeling van Waterzuringplanten per factorklasse geeft echter een vertekend beeld vanwege grote verschillen in oppervlakte van de betreffende klassen. Er zal dus voor oppervlakte gecorrigeerd moeten worden. Normaal gesproken wordt een chi-kwadraattoets toegepast. Deze chi-kwadraattoets is toegepast op de afzonderlijke factoren om te testen of zij ongeacht de andere factoren de verspreiding van eitjes bepalen. Het hydrologische model is getoetst maar ook de afzonderlijke factoren die daarin zijn opgenomen (kraggedikte en afstand tot het oppervlaktewater-netwerk). De chi-kwadraattoetsen van de nominale en ordinale factoren (kraggedikte, water op de kragge, beheer, watergangtype) zijn uitgevoerd door de proportionele bedekking van de klassen te nemen om zo de verwachte aantallen planten met eitjes te berekenen (Bijlage 4.1 in Sanders 1999). De chi-kwadraattoetsen van de kwantitatieve factoren (hydrologische isolatie, afstand tot het inlaatpunt, afstand tot het oppervlaktewater-netwerk) zijn uitgevoerd door de proportionele bedekking van de in klassen ingedeelde afstandsmaten te berekenen met behulp van een groot aantal random punten (Bijlage 4.2 in Sanders 1999).

2.5.2 Meervoudige regressie

De klassen van de omgevingsfactoren kunnen elkaar echter beïnvloeden waardoor ze ook in combinatie moeten worden getest. Vanwege de zeer grote hoeveelheid mogelijke combinatieklassen met afstandsmaten (zoals afstand tot het waterinlaatpunt) was de chi-kwadraattoets praktisch niet haalbaar. Nominale (maaibeheer), ordinale (kraggedikte) en kwantitatieve (afstanden) factoren moeten namelijk gelijktijdig worden getoetst. Logistische regressie poogt de waarschijnlijkheid dat de Waterzuring met eitjes aanwezig is uit te drukken als een functie verklarende variabelen (Hosmer & Lemeshow 1989, Jongman et al. 1987). De logistische regressie gebruikt een groot aantal random punten die Waterzuringlocaties zonder eitjes (absentiepunten) voorstellen (Bijlage 4.4 in Sanders 1999). Om te bepalen welke variabelen (Omgevingsfactoren) significant de verspreiding van de Waterzuring met eitjes van de Grote vuurvlinder bepalen is eerst een statistische toets toegepast in GENSTAT (RSCREEN). De marginale test is een toets voor elke variabele afzonderlijk en de conditionele test voor de betreffende factor gegeven de overige factoren. De regressieanalyse is alleen uitgevoerd met omgevingsfactoren die significant uit de conditionele test komen. De uitkomst van de regressieanalyse wordt in GIS verwerkt tot een "kans-op-bezetting-kaart" door de factorklassen te vervangen door schattingen van de regressiecoëfficiënten en ze bij elkaar op te tellen (Sanders 1999). Deze kans-op-bezetting is afhankelijk van het aantal gekozen random punten waardoor het resultaat een relatieve kans (van klein naar groot) is.

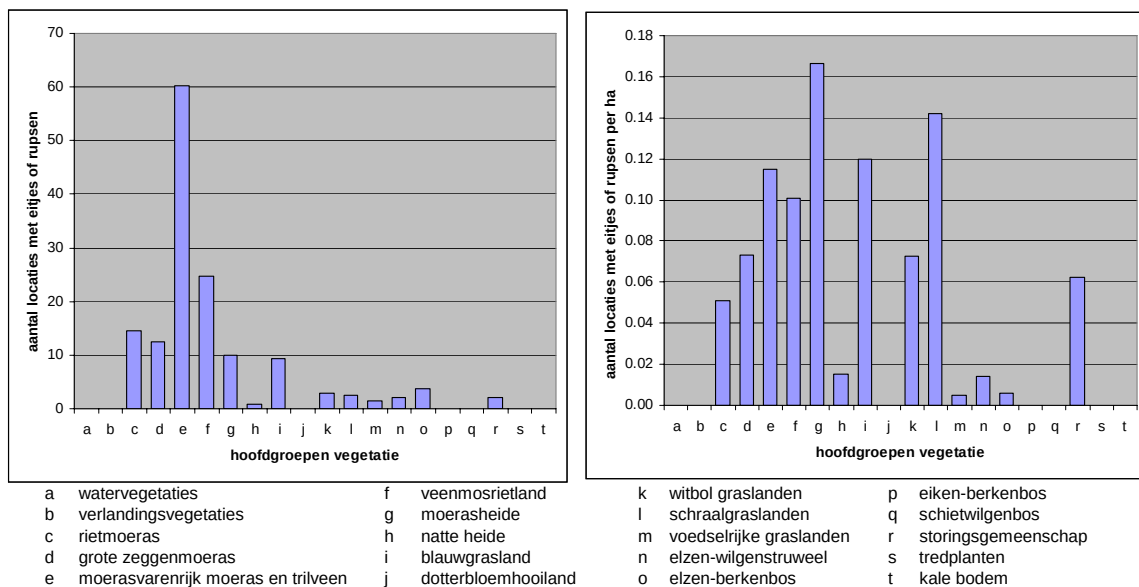
2.5.3 Vergelijking Waterzuring met en zonder eitjes

De hypothese dat de vuurvinder eitjes legt op Waterzuring planten die minder vitaal zijn, is getoetst door de meervoudige regressie toe te passen met in plaats van random punten de locatie met Waterzuring zonder eitjes. De aanname hierbij is dat de vitaliteit van Waterzuring wordt bepaald door de omgevingsfactoren waarvan de gegevens beschikbaar zijn.

3 Resultaten

3.1 Vegetatiesuccessie en habitat voor de Grote vuurvliinder

De resultaten van de vergelijking tussen het voorkomen van locaties met Waterzuringplanten met daarop eitjes en de vegetatiekaart is te zien in Figuur 6a en b. Figuur a laat de absolute aantallen locaties per hoofdgroep van de vegetaties zien.



Figuur 6 Absolute en relatieve aantallen van Waterzuringplanten met eitjes per vegetatiehoofdgroep

Opvallend is dat de moerasvarenrijke rietlanden (met veenmos) met kop en schouders boven de overige rietlanden hoofdgroepen uitsteken, gevolgd door de veenmosrietlanden. De moerasvarenrijke rietlanden zijn echter ook heel talrijk in De Weerribben. Door te delen door de hoeveelheid hectares (Figuur 6b) van de hoofdgroep ontstaat een ander beeld. Nu blijken moerasheide, schraalgraslanden en blauwgraslanden een hogere dichtheid aan locaties te hebben dan de veenmosrietlanden en de moerasvarenrijke rietlanden. De kans is echter dat er een scheef beeld ontstaat wanneer deze typen vooral in combinatieklassen (met 2 of meer typen per kaartvlakje) van de vegetatiekaart voorkomen en daardoor 'vuurvlienderlocaties' krijgen toebedeeld. Door deze toedeling in combinatie met de geringe oppervlakte van de typen kan het relatieve belang dus enorm toenemen. Daarom is in meer detail gekeken naar de vegetatietypen (Tabel 3). Een tweede reden om naar de afzonderlijke typen te gaan kijken in plaats van de hoofdgroepen is de niet scherp omschreven indeling van de typen. Niet alleen de veenmosrietlanden (hoofdgroep F) hebben als referentie Pallavicinio-Sphagnetum ook in de moerasvarenrijke rietlanden (hoofdgroep E) zijn varianten beschreven met veenmos die het Pallavicinio-Sphagnetum als referentie hebben.

Tabel 3. Aantallen en aantallen/ha van Waterzuringplanten met eitjes en aantal eitjes per vegetatietype

vegetatietype	veg code	totaal aantal eitjes en rupsen	aantal locaties met eitjes en rupsen	oppervlakte vegetatietypen (ha)	aantal locaties per ha	aantal eitjes/rupsen per ha
moerasvaren/stijve zegge	2Ea	226	15	99	0.15	2.28
draadzegge	8Eb	220	2	7	0.29	32.30
moerasvaren/riet - veenmos	5Eb	173	13	85	0.15	2.03
moerasvaren/stijve zegge - veenmos	2Eb	132	3	45	0.07	2.92
moerasvarenrijke rietmoerassen	2Ea+2Eb+5Et	110	1	1	1.96	215.75
moerasvarenrijke rietmoerassen	2Ea+5Eb	110	1	2	0.55	60.47
veenmos/kamvaren/riet	1Fa	86	16	129	0.12	0.67
moerasvaren/pluimzegge - veenmos	3Eb	47	4	12	0.35	4.07
riet - hennegras	1Ce	45	4	46	0.09	0.98
pijpestrootje/biezeknoppen - veenmos	3Ia	44	3	17	0.18	2.60
zwarte els/zachte berk - moeraszegge	1Oc	40	2	282	0.01	0.14
moeraszegge	2Da	33	4	30	0.14	1.12
gestreepte witbol/moerasrolklaver	1Kb	32	3	30	0.10	1.06
moeraszegge/pluimzegge	3Ea	31	2	13	0.16	2.41
moerasvaren/riet	5Ea	27	5	49	0.10	0.55
moeraszegge - puntmos/moeraswalstro	2Db	24	3	13	0.23	1.88
riet/overzegge/moeraszegge	1Cc	22	3	73	0.04	0.30
moerasvarenrijke rietmoerassen/verarmd blauwgrasland	3Ib+6Ea+8Eb	20	1	0	2.74	54.88
moerasheide	1Gc+1Gd	20	1	1	1.81	36.11
moerasvarenrijke rietmoerassen	7Ea+7Ed	20	1	1	1.49	29.88
rietmoeras	1Cc+1Cg	20	1	1	1.34	26.77
veenmosrietland	1Fa+3Ia	20	1	1	0.68	13.59
veenmosrietland	1Fa+4Eb	20	1	4	0.28	5.68
moerasvarenrijke rietmoerassen	3Eb+5Eb	20	1	4	0.26	5.21
reukgras/struisgras	2Lb	20	1	7	0.14	2.88
padderus/veenmos	4Eb	20	1	11	0.09	1.75
veenmosrietland/moerasvarenrijk rietland	1Fb+5Eb	16	3	5	0.55	2.94
pijpestrootje/biezeknoppen - moerasstruisgras	3Ic	14	3	20	0.15	0.69
riet	1Ca	13	2	49	0.04	0.27
moerasheide/blauwgrasland	1Ge+2Ib	12	2	0	5.27	31.61
veenmosrietland/moerasvarenrijk rietland	1Fa+5Eb	12	2	19	0.11	0.63
grote zeggenmoeras	1Da+5Da	12	1	1	1.24	14.93
moeraszegge, verruigd	2Dd	12	1	14	0.07	0.87
veenmos/ronde zonnedaauw	1Ga	11	6	38	0.16	0.29
grote zeggenmoeras / moerasvarenrijk rietland	2Da+5Db+5Et	11	1	0	3.74	41.14
ruigten en natte heide	1Rb+2Hb	11	1	1	1.62	17.79
grote zeggenmoeras / moerasvarenrijk rietland	2Ea+6Da	11	1	4	0.28	3.06
gestreepte witbol en engels raigras	3Ma	11	1	4	0.25	2.76
draadzegge, veenmos, moerasstruisgras	8Ec	11	1	7	0.15	1.60
moerasvarenrijke rietmoerassen	5Ea+5Eb	10	1	4	0.23	2.26
veenmos, ronde zonnedaauw, kleine veenbes	1Gd	8	2	7	0.29	1.17
ruigte en wilgen/elzen struweel	1Ne+1Ra	7	1	0	6.54	45.80
riet en stijve zegge	1Cg	6	2	33	0.06	0.18
wilgen, elzen berkenstruweel met moeraszegge	1Nc+1Oc	6	1	13	0.07	0.45
overstromingsgraslanden	3Lc+4Mb	4	1	1	1.22	4.90
geen		3	3	160	0.02	0.02
veenmosrietland, haarmos	1Fb	3	2	47	0.04	0.06
wilgen en elzenstruweel, moeraszegge	1Nc	3	1	60	0.02	0.05
veenmosrietland/moerasvarenrijk rietland	1Fa+5Ea	2	1	1	1.70	3.41
riet, moerasvarenrijke rietmoerassen	1Ca+3Ea	2	1	1	1.00	2.00
grote zeggenmoeras, verarmd blauwgrasland	1Da+3Ia	2	1	1	0.97	1.94
riet, moerasvarenrijke rietmoerassen	1Cf+3Ea	2	1	1	0.96	1.93
moerasvarenrijke rietmoerassen	7Ea+7Ef	2	1	1	0.79	1.57
riet, moerasvarenrijke rietmoerassen	1Cc+5Eb	2	1	1	0.70	1.40
veenmosrietland	1Fa+2Fb	2	1	2	0.51	1.02
Molinietalia-soorten	1La	2	1	2	0.46	0.93
riet, moerasvarenrijke rietmoerassen	1Cg+2Ea	2	1	2	0.45	0.90
grote zeggenmoeras / moerasvarenrijk rietland	2Db+5Ea	2	1	2	0.42	0.84
grote zeggen en veenmosrietland	1Dc+1Fa+2Fb	1	1	1	1.54	1.54
grote zeggen, elzen/berken struweel, natte heide	1Og+2Ha+8D	1	1	1	0.78	0.78

In tabel 3 staan alle vegetatietypen van kaartvlakken waarin locaties met eitjes zijn aangetroffen. Opvallend is dat er erg veel kaartvlakken zijn met combinatieklassen waar een locatie met eitjes is aangetroffen. Omdat dit een toevalstreffer kan zijn die door de geringe oppervlakte van de combinatie klassen enorm in belang kan toenemen zijn alle typen met meer dan 1 locatie geselecteerd (grijs in kolom aantal locaties met eitjes). Geselecteerd zijn de drie vegetatietypen met de meeste eitjes per hectaren (2Eb, 3Eb en 8Eb), de meeste locaties per ha (3Eb, 8Eb, en 1Gd), absoluut de meeste eitjes (2Ea, 5Eb, 1Fa) en absoluut de meeste locaties (1Fa, 2Ea, 5Eb). Er zijn echter twee nog combinatie typen in kaartvlakken waarbij twee keer een locatie met eitjes is aangetroffen (1Fb+5Eb en 1Ge+2Ib) en er is een combinatie met meer dan 200 eitjes per ha (2Ea+2Eb+5Eb). De meeste van deze combinatie komen ook al in de geselecteerde typen voor. De vegetatietypen met de meeste voorkeur lijken daarmee op de veenmosvariant van de moerasvarenrijke rietlanden, de veenmosrietlanden en de moerasheide. De vegetatietypen zijn vertaald naar geschiktheidsklassen en als kaart gepresenteerd (Bijlage 1.11). De bovenstaande typen zijn als “meest geschikt” beschouwd (20%, 555 ha). Andere typen die tot dezelfde hoofdgroepen behoren worden “geschikt” (11 %) genoemd, de riet- en grote zeggenmoerassen “potentieel geschikt.” (16 %), de bossen als ongeschikt (33 %) en alle overigen vegetatietypen “minder” geschikt (17 %). De kaart laat zien dat grote delen van De Weerribben, verspreid over het hele gebied een geschikt of potentieel geschikt vegetatietype heeft.

3.2 Statistische toets vegetatiebeheer

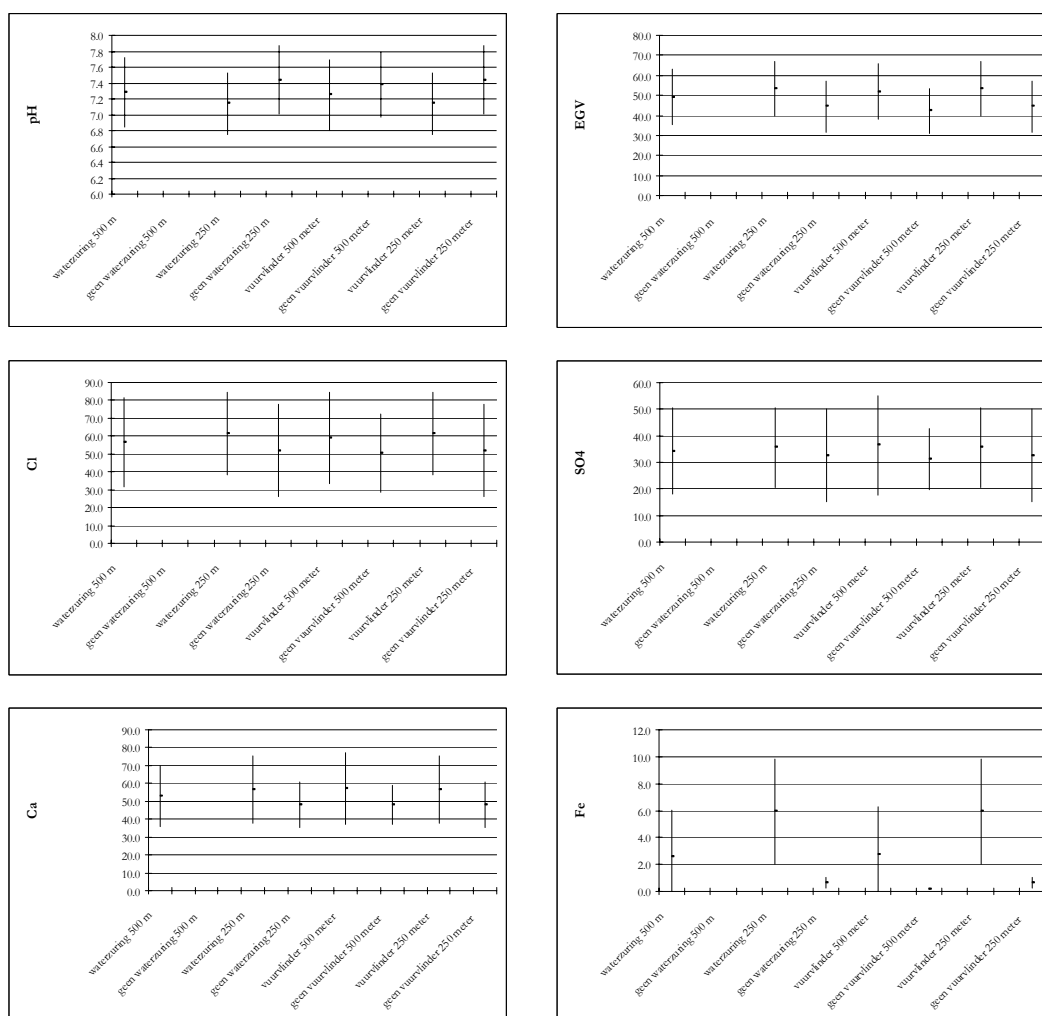
De verdeling van locaties met Waterzuringplanten met eitjes en rupsen van de vuurvlieder over de verschillende vegetatiebeheertypen staat in Tabel 4. De verhouding is 41:59 planten. Dit betekent dat de vlinders het zomermaai-beheer prefereren boven het riet snijden in de winter. Om te zien of deze voorkeur ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 3,57 vergeleken worden met chi-kwadraatverdeling met 1 vrijheidsgraad. De kritieke waarde bij de 5% significantie is 3,84. De kritieke waarde is groter dan de chi-kwadraat waardoor de voorkeur van de vlinder voor een beheertype niet significant is.

Tabel 4 Resultaten van de statistische toets op de factor beheer

Beheer	Oppvlakte (hectares)	Waargenomen aantal planten	Verwacht aantal planten	chi	Aantal planten per hectare	verhouding
Rietsnijden	1238	96	105	0,77	0,078	41
Zomermaaien	342	38	29	2,80	0,111	59
Som				3,57		

3.3 Waterkwaliteitsmetingen

Met de waterkwaliteitgegevens van de monsterlocaties en de inventarisatiegegevens van De Vlinderstichting is een 'overlay' gemaakt. Daarbij is rond de monsterpunten een buffer gelegd van respectievelijk 250 en 500 meter. Om een relatie af te leiden met het voorkomen van de Grote vuurvlieder en met het voorkomen van Waterzuring is aangegeven waar wel en geen waarnemingen zijn van beide soorten. Vervolgens is nagegaan voor welke range van waarden van waterkwaliteitsgegevens de soorten wel of niet voorkomen. Daarbij is geprobeerd een correlatie te vinden tussen de verschillende parameters van de waterkwaliteit en het voorkomen van Waterzuring met en zonder eitjes. De resultaten van deze analyse staan weergegeven in Figuur 7. Uit de resultaten blijkt dat er tussen de waterkwaliteitsparameters en het voorkomen van Waterzuring geen significant verband wordt gevonden. Alleen voor ijzer lijkt dit wel het geval te zijn. Daarbij dient wel opgemerkt te worden dat het aantal waarnemingen waarbij ijzer gemeten is erg klein was.



Figuur 7. Waterkwaliteit (gemiddelde en standaarddeviatie) bij het wel en niet voorkomen van Waterzuring en Grote vuurvlieder binnen bufferzones van 500 meter en 250 meter rond de monsterpunten

3.4 Ecohydrologisch model en de resultaten van de enkelvoudige toetsen

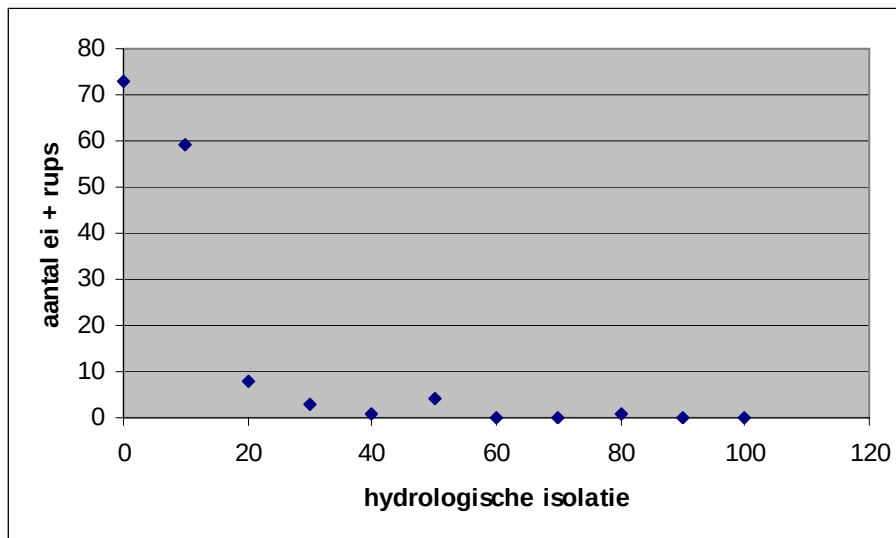
De kaart met daarop de ruimtelijke resultaten van het hydrologisch model staan in bijlage 1.5. De kaarten met daarop de ruimtelijke resultaten van de GIS-berekeningen van de kortste afstand tot het oppervlaktewater netwerk staat in bijlage 1.6, de hoeveelheid achterland in bijlage 1.7, het watergangtype dat fungeert als de hydrologische bron in bijlage 1.9 en de afstand tot het waterinlaatpunt staan in bijlage 1.10. De kaarten zijn opgenomen in de bijlagen om het aantal kleurenpagina's beperkt en bijeen te houden. De niet-ruimtelijke resultaten, gegevens over oppervlakten en afstanden van de betreffende omgevingsfactoren zijn hieronder bij de resultaten van de enkelvoudige statistische toetsing beschreven.

3.4.1 Ecohydrologisch model (hydrologische isolatie)

De verdeling van locaties met Waterzuring planten met eitjes van de vuurvliinder over de verschillende hydrologische isolatieklassen staat in Tabel 5. Figuur 8 laat zien dat de meeste Waterzuringplanten met eitjes worden aangetroffen op locaties met een geringe hydrologische isolatie. Hoe geïsoleerder de plekken hoe minder Waterzuring met eitjes wordt aangetroffen. Om te zien of dit ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 20.76 vergeleken worden met chi-kwadraatverdeling met 13 vrijheidsgraad. De kritieke waarde bij de 5% significantie is 22. De kritieke waarde is groter dan de chi-kwadraat waardoor de mate van hydrologische isolatie geen factor is die de locatie van ovipositie significant beïnvloedt.

Tabel 5 Resultaten van de statistische toets op de factor hydrologische isolatie

hydrologische isolatie	waargenomen aantal planten	aantal randpunten	verwacht aantal planten	chi
>120	0	6	0	0,08
120	0	3	0	0,04
110	0	10	0	0,14
100	0	14	0	0,19
90	0	8	0	0,11
80	1	14	0	3,33
70	0	29	0	0,40
60	0	49	1	0,68
50	4	57	1	12,98
40	1	88	1	0,04
30	3	187	3	0,06
20	8	494	7	0,19
10	59	3712	52	1,05
0	73	6043	84	1,45
				20,76



Figuur 8. Absolute aantallen Waterzuringplanten met eitjes bij oplopende HI-klassen

3.4.2 Kraggedikte

De verdeling van locaties met Waterzuring planten met eitjes van de vuurvinder over de verschillende kraggedikten staat in tabel 6 en 7.

Planten op een dunne kragge komen wel 2 keer zovaak voor dan op dikkere kraggen of opgebrachte grond. Dat betekent dat de vlinders dunne kraggen prefereren. Om te zien of deze voorkeur ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 19,62 vergeleken worden met chi-kwadraatverdeling met 5 vrijheidsgraden. De kritieke waarde bij de 5% significantie is 11,1. De kritieke waarde is kleiner dan de chi-kwadraat waardoor de voorkeur van de vlinder voor kraggedikte significant is.

Tabel 6 Resultaten van de statistische toets op de factor kraggedikte uit de bodemkaart

Code	Bodemkaart 1950	Oppvlakte (hectares)	Waargenomen aantal planten	Verwacht aantal planten	chi	Aantal planten per hectare	verhouding
Bodem 1	Opgebrachte grond	169	11	9	0,38	0,065	21
Bodem 2	Water	115	0	6	6,20	0,000	0
Bodem 3	Waterplanten	285	7	15	4,58	0,025	8
Bodem 4	Dunne kragge	218	25	12	14,81	0,115	37
Bodem 5	Middeldikke kragge	1120	62	61	0,04	0,055	18
Bodem 6	Dikke kragge	369	18	20	0,19	0,049	16
som					19,62		

De verhouding in tabel 7 laat zien dat planten op de drie dikste kraggedikten ongeveer evenveel voorkomen. Alleen op de voorzichtig begaanbare kragge komen geen locaties met Waterzuringplanten met eitjes voor. De oppervlakte voorzichtig begaanbare kragge is ook erg klein waardoor het aantal verwachte locaties ook niet meer dan twee bedraagt. Om te zien of deze aversie ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 2,04 vergeleken worden met chi-kwadraatverdeling met 4 vrijheidsgraden. De kritieke waarde bij de 5% significantie is 9,49. De kritieke waarde

is groter dan de chi-kwadraat waardoor de aversie van de vlinder voor voorzichtig begaanbare kragge niet significant is – en dus berust op toeval.

Tabel 7 Resultaten van de statistische toets op de factor kraggedikte uit de vegetatiekaart

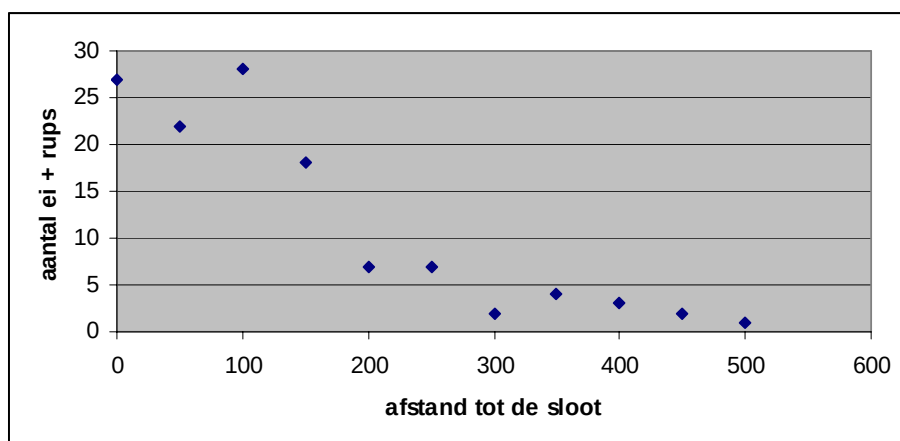
Vegetatiekaart	Oppvlakte (hectares)	Waargenomen aantal planten	Verwacht aantal planten	chi	Aantal planten per hectare	verhouding
Niet betreden	23	1	2	0,26	0,043	18
Voorzichtig begaan	21	0	2	1,50	0,000	0
Golvend lopen	70	4	5	0,17	0,057	25
Golvend springen	148	9	10	0,19	0,061	26
Trilt alleen	1560	114	110	0,18	0,073	31
Som				2,04		

3.4.3 Afstand tot het oppervlaktewater-netwerk

De verdeling van locaties met Waterzuringplanten met eitjes van de vuurvinder over de verschillende afstanden tot het oppervlaktewater-netwerk staat in tabel 8. Figuur 9 laat zien dat de meeste Waterzuringplanten met eitjes op korte afstand van het oppervlaktewater-netwerk worden aangetroffen. Hoe verder weg, hoe minder Waterzuring met eitjes worden aangetroffen. Om te zien of deze voorkeur voor kortste afstand tot het oppervlaktewater-netwerk ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 9,22 vergeleken worden met een chi-kwadraatverdeling met 10 vrijheidsgraden. De kritieke waarde bij 5% significantie is 18,3. De kritieke waarde is groter dan de chi-kwadraat waardoor de voorkeur van de vlinder voor het op korte afstand van het oppervlaktewater-netwerk niet significant is.

Tabel 8 Resultaten van de statistische toets op de factor afstand tot het oppervlaktewater

afstand tot het oppvlakte water	waargenomen aantal planten	aantal randpunten	verwacht aantal planten	chi
0	27	2501	32	0,78
50	22	1731	22	0,00
100	28	1683	22	1,94
150	18	932	12	3,09
200	7	574	7	0,02
250	7	540	7	0,00
300	2	361	5	1,49
350	4	372	5	0,12
400	3	286	4	0,12
450	2	253	3	0,47
500	1	222	3	1,19
				9,22



Figuur 9. Absolute aantallen Waterzuringplanten met eitjes bij oplopende afstand-klassen

3.4.4 Hydrologische kortsluiting: stroming over de kragge

De verdeling van locaties met Waterzuring planten met eitjes van de vuurvliinder over de verschillende hoeveelheden water op de kragge staat in tabel 9. De verhouding is 41:24 planten tussen de minst natte kragge en de meest natte kragge. Dat betekent dat de vlinders een vochtige kragge prefereren boven een waarop water wordt gemalen. Om te zien of deze voorkeur ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 3,05 vergeleken worden met chi-kwadraatverdeling met 2 vrijheidsgraden. De kritieke waarde bij de 5% significantie is 5,99. De kritieke waarde is groter dan de chi-kwadraat waardoor de voorkeur van de vlinder voor een vochtige kragge niet significant is.

Tabel 9 Resultaten van de statistische toets op de factor water op de kragge

Bemaling	Oppvlakte (hectares)	Waargenomen aantal planten	Verwacht aantal planten	chi	Aantal planten per hectare	verhouding
Water	185	10	16	2,01	0,054	24
Nat	319	24	27	0,30	0,075	34
Vochtig	1136	104	96	0,75	0,092	41
Som				3,05		

3.4.5 Hydrologische bron: stroming naar de kragge

Watergangtypen van het oppervlaktewater-netwerk

De verdeling van locaties met Waterzuring planten met eitjes van de vuurvliinder over de kraggen die water ontvangen van verschillende typen watergangen staat in tabel 10. De verhouding is 40:15/16 planten tussen de kraggen die water ontvangen van grachten en kraggen die water ontvangen van sloten of van de Kalenbergergracht. Dat betekent dat de vlinders kragge die water ontvangen van grachten prefereren boven die water ontvangen van sloten of van de Kalenbergergracht. Om te zien of deze voorkeur ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 13,92 vergeleken worden met chi-kwadraatverdeling met 3 vrijheidsgraden. De kritieke waarde bij de 5% significantie is 7,82. De kritieke waarde is kleiner dan de chi-kwadraat waardoor de voorkeur van de vlinder voor kraggen die water ontvangen uit de grachten significant is.

Tabel 10 Resultaten van de statistische toets op de factor watergangtype

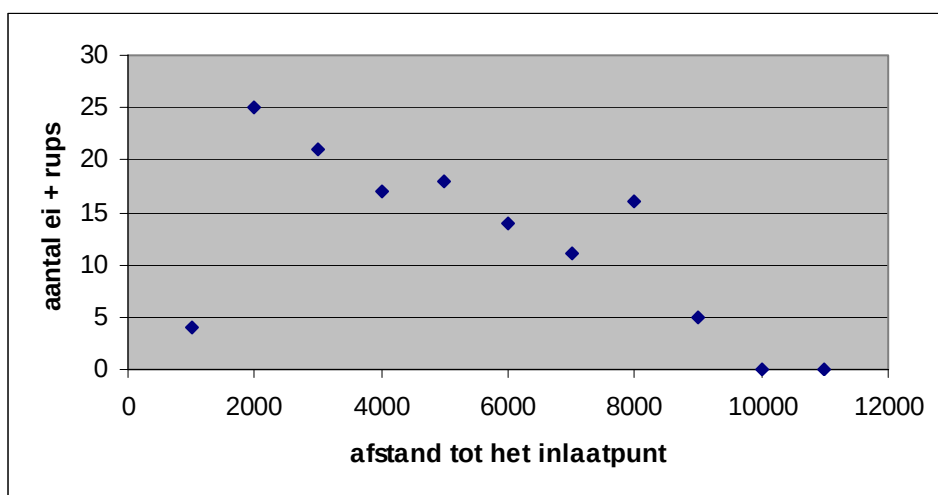
Code	Watergangtype	Oppvlakte (hectares)	Waargenomen aantal planten	Verwacht aantal planten	chi	Aantal planten per hectare	verhouding
KLTP 1	Kalenbergergracht	166	4	7	1,34	0,024	15
KLTP 2	Grachten	534	35	23	6,66	0,066	40
KLTP 3	Petgaten	1497	69	64	0,44	0,046	28
KLTP 4	Sloten	905	24	39	5,48	0,027	16
Som					13,92		

Afstand tot het waterinlaatpunt

De verdeling van locaties met Waterzuringplanten met eitjes van de vuurvliinder over de verschillende afstanden tot het waterinlaatpunt staat in tabel 11. Figuur 10 laat zien dat de meeste Waterzuringplanten met eitjes op korte afstand van het waterinlaat worden aangetroffen. Hoe verder weg hoe minder Waterzuring met eitjes wordt aangetroffen. Uitzonderingen zijn de locaties die heel dicht bij het waterinlaatpunt gelegen zijn. Om te zien of deze voorkeur ook statistisch significant is, moet de chi-kwadraat van 27,0 vergeleken worden met de chi-kwadraatverdeling met 10 vrijheidsgraden. De kritieke waarde bij de 5% significantie is 18,3. De kritieke waarde is kleiner dan de chi-kwadraat waardoor de voorkeur van de vlinder voor het op korte afstand van het waterinlaatpunt voor ovipositie significant is. De grootste voorkeur van de vlinder betreft een afstand tussen 1000 en 2000 meter van het waterinlaatpunt.

Tabel 11 Resultaten van de statistische toets op de factor afstand tot het inlaatpunt

afstand tot het waterinlaatpunt	waargenomen aantal planten	aantal randpunten	verwacht aantal planten	chi
1000	4	266	4	0,00
2000	25	796	12	15,10
3000	21	1197	18	0,66
4000	17	1369	20	0,49
5000	18	1520	22	0,85
6000	14	1343	20	1,67
7000	11	1105	16	1,70
8000	16	684	10	3,51
9000	5	450	7	0,40
10000	0	159	2	2,34
11000	0	20	0	0,29
				27,00



Figuur 10. Absolute aantallen Waterzuringplanten met eitjes bij oplopende afstand-klassen

3.5 Meervoudige statistische toets van het model en alle omgevingsfactoren gezamenlijk

De omgevingsfactoren die gebruikt zijn in de meervoudige regressie zijn: afstand tot het oppervlaktewater-netwerk (afsl), de hoeveelheid achterland (afal), afstand tot het waterinlaatpunt (klin), het ecohydrologisch model van hydrologische isolatie (Hi), de watergangtype dat het water aanvoert (kltp), de hoofdgroep van het vegetatietype (veg), de kraggedikte van de bodemkaart (bodem), het maaibeheer (beheer), de hoeveelheid water op de kragge door overstroming/bemaling (nat), de kraggedikte uit de vegetatiekaart (kragge). Deze factoren mogen echter alleen gebruikt worden in de regressie als zij niet te veel gecorreleerd zijn aan elkaar. Daartoe is de correlatiecoëfficiënt berekend (Tabel 12). De kraggedikte uit de bodemkaart en de kraggedikte uit de vegetatiekaart hebben een correlatiecoëfficiënt van 0.22 waardoor ze beide in de regressie gebruikt kunnen worden. Dit geldt ook voor het

hydrologisch model (Hi) en de afzonderlijke factoren hierin (afal, afsl, bodem). De hoogste correlaties worden gevonden bij de afstand tot het oppervlaktewater-netwerk en de hoeveelheid achterland (0.44) en de afstand tot het inlaatpunt en het watergangtype (0.47). De correlatiecoëfficiënt komt echter niet boven de 0.5 uit, waardoor alle omgevingsfactoren voor meervoudige regressie geschikt zijn.

De resultaten van de statistische toets (rscreen, genstat) staan in Tabel 13. De marginale test is een toets ongeacht de andere factoren. De resultaten hiervan moeten overeenkomen met de Chi-kwadraattoetsen uit de vorige paragrafen. Uit paragraaf 3.2, 3.4 en 3.5 blijkt dat de volgende omgevingsfactoren het voorkomen van Waterzuringplanten met eities significant verklaren: de kraggedikte uit de bodemkaart (bodem), het watergangtype (kltp) en de afstand tot het waterinlaatpunt. De factoren met twee of drie sterren ($p \leq 0.01$) in de marginale toets zijn hiermee overeenkomstig. De factoren uit de conditionele test zijn gebruikt voor de logistische regressie.

De resultaten van de logistische regressie staan in Tabel 14. De estimates zijn gebruikt om een kans-op-voorkomen kaart te maken in GIS (Bijlage 1.12). De kans op voorkomen volgens de logistische regressie is vooral hoog rondom kanalen, niet te ver van het waterinlaatpunt en bij een voorheen dunne of juist hele dikke kragge. De bijdragen van de afzonderlijke klassen aan de waarschijnlijkheid van voorkomen, zijn echter niet significant ($t(*) > 2$ of $t \text{ pr} < 0.05$). Alleen de afstand tot het inlaatpunt komt hierboven. De gevonden relaties zijn dus niet erg sterk.

Tabel 12 Correlatiecoëfficiënt tussen de verschillende factoren die invoer zijn van de meervoudige regressie.

	Ln_Afsl	Ln_afal	Ln_klin	Ln_Hi	kltp	Veg	bodem	beheer	Nat	kragge
Ln_Afsl										
Ln_Afal	0.44									
Ln_Klin	0.18	0.26								
Ln_Hi	0.11	0.33	0.00							
Kltp	0.11	0.09	0.47	-0.05						
Veg	0.04	0.04	-0.06	0.02	0.01					
Bodem	0.07	0.05	-0.16	0.13	-0.05	0.12				
Beheer	0.02	-0.01	-0.24	0.05	-0.05	0.11	0.23			
Nat	0.07	0.03	-0.05	-0.02	-0.11	0.02	0.06	0.14		
Kragge	0.13	0.10	-0.06	0.02	-0.05	0.19	0.22	0.16	0.12	

Verklaring codes factoren in 13

Tabel 13 Resultaten van de Marginale en de Conditionele statistische test van de factoren die het voorkomen van eitjes/rupsen van de Grote vuurvinder op Waterzuring kunnen verklaren

Factoren	Code	Marginaal ¹⁾	Conditioneel ¹⁾
Afstand tot oppervlaktewater	ln_afsl		
Achterland	ln_afal		
Afstand tot waterinlaat	ln_klin	***	***
Hydrologische isolatie	ln_hi		
Watergangtype	Kltp	**	**
Bemaling/overstroming	Nat	*	
Vegetatietype	Veg		
Beheer	Beheer		
Kraggedikte uit bodemkaart	Bodem	***	*
Kraggedikte uit vegetatiekaart	Kragge		

1) Significance indications for marginal and conditional tests: Coding: * .01<p<=.05; ** .001<p<=.01; *** p<=.001

Chance frequencies of symbols *, **, *** in 20 tests are: 0.8 0.2 0.0

Tabel 14 Minimaal model van de Grote vuurvinder

code	estimate	s.e.	t(*)	t pr	antilog-of-est
constant	-1.74	1.44	-1.22	0.224	0.1746
ln_klin	-0.518	0.135	-3.85	<0.001	0.5956
Bodem 2	-4.72	4.33	-1.09	0.275	0.008872
Bodem 3	-0.602	0.591	-1.02	0.309	0.5480
Bodem 4	0.728	0.420	1.73	0.083	2.070
Bodem 5	0.258	0.392	0.66	0.510	1.294
Bodem 6	0.659	0.430	1.53	0.125	1.933
kltp 2	1.87	1.02	1.83	0.068	6.469
kltp 3	1.29	1.02	1.27	0.204	3.635
kltp 4	1.29	1.03	1.25	0.212	3.628

Verklaring nummer in bodem2 enz. zie tabel 6, en kltp 2 enz. zie tabel 10

3.6 Vergelijking Waterzuring met en zonder eitjes/rupsen

Het voorkomen van Waterzuringplanten met eitjes is getoetst ten opzichte van Waterzuring zonder eitjes en rupsen. De hypothese hierachter is dat de Waterzuringplanten die interessant zijn voor de vuurvinder op abiotisch minder goede groeiplaatsen voor de plant staan. Tabel 15 laat hier het resultaat van zien. Het blijkt dat het watergangtype, het vegetatietype en de kraggedikte uit de bodemkaart significant anders zijn voor planten met eitjes. Waterzuring met eitjes komt wat vaker voor langs kanalen en petgaten terwijl de Waterzuring langs sloten minder vaak eitjes heeft. De afzonderlijke klassen van het watergangtype zijn echter niet significant. Waterzuring met eitjes komt wel significant vaker voor op een dunne kragge en een beetje meer op een dikke kragge dan Waterzuring zonder eitjes. De vegetatietypen verschillen niet significant van elkaar.

Tabel 15 Resultaten van de statistische test van het verschil tussen het voorkomen van Waterzuring met eitjes/rupsen van de Grote vuurvinder en Waterzuring zonder eitjes

Factoren	Code	Toets (t pr)	oordeel ¹⁾
Afstand tot oppervlaktewater-netwerk	ln_afsl	0.132	
Achterland	ln_afal	0.096	
Afstand tot waterinlaat	ln_klin	0.552	
Hydrologische isolatie	ln_hi	0.060	
Watergangtype	Kltp	0.024	significant
Bemaling/overstroming	Nat	0.305	
Vegetatietype	Veg	0.001	significant
Beheer	Beheer	0.656	
Kraggedikte uit bodemkaart	Bodem	0.001	significant
Kraggedikte uit vegetatiekaart	Kragge	0.482	

1 significant als t pr < 0.05

4 Discussie

4.1 Vegetatiesuccessie

Uit de literatuur (Bink 1992, Veling 1995) blijkt dat de mannetjes van de Grote vuurvlinder hun territoria bij voorkeur in ijl veenmosrietland hebben waarbij in de directe omgeving veel nectarplanten als Koninginnekruid, Kattestaart, Echte valeriaan, Moerasrolklaver en Kale jonker en natuurlijk Waterzuring staat. Er zijn geen territoriumkaarten van mannetjes maar wel kaarten met eitjes en rupsen op Waterzuring beschikbaar. We hebben daarom aangenomen dat Waterzuringplanten met eitjes of rupsen indicatief zijn voor geschikte habitat. Het territorium van mannetjes kan dus op een andere plek liggen. Ook hebben we aangenomen dat het vegetatietype waarin de Waterzuring met eitjes en rupsen voorkomen, geschikt habitat voorstelt en dat er dus ook nectarplanten voorkomen. Deze aanname is onderbouwd met de beschrijving van veenmosrietland in de literatuur (Schaminée et al 1995-1999). Het *Pallavicinio Sphagnetum molinietosum* bestaat naast Kamvaren en veenmos ook uit o.a. Pijpestrootje, Melkeppe, Grote wederik en Moerasvaren terwijl Echte koekoeksbloem, Moerasrolklaver en Kale jonker het verbinden element met het *Molietalia* vormen.

Uit de vergelijking tussen de verspreidingskaarten van eitjes en rupsen van de Grote vuurvlinder en de vegetatiekaart blijkt dat de meeste Waterzuringplanten met eitjes en rupsen in de veenmosrietlanden (1Fa, 1Fb, 1Ga) en in de moerasvarenrijke rietlanden (2Ea, 3Eb, 5Eb) voorkomen, ook na correctie voor oppervlaktenverschillen tussen de vegetatietypen. De moerasvaren rietmoerassen bestaan uit lokale typen waarbij van elke type een veenmostrijke variant is beschreven. Het verschil tussen E en F is vooral gebaseerd op de bedekking van Pijpestrootje. In de beschrijving van typen E en F worden ook nectarplanten als Koninginnekruid genoemd. Voor beide typen wordt ook het *Pallavicinio sphagnetum* als referentietype genoemd. Het referentietype *Lychnido-Hypericum tetrapteri* ontbreekt echter in de vegetatiekaart. Het is een verlandingsgemeenschap in het laagveengebied waarbij Riet aspectbepalend is met onder andere soorten als Rietorchis, Moerasvaren, Padderus en veel Waterzuring maar ook nectarplanten als Koninginnekruid, Engelwortel en Moerasrolklaver (Schaminée et al 1995). Dit type is als referentie waarschijnlijk over het hoofd gezien omdat het niet bij de moerassen maar bij de graslanden is ingedeeld. Mogelijk hebben een aantal typen uit de moerasvarenrijke rietlanden dit type als referentie.

Opvallend was dat na correctie voor oppervlakteverschillen er ook relatief veel Waterzuring planten met eitjes en rupsen in schraalgraslanden met Pijpestrootje (3Ia, 3Ic) en veenmos of met Witbol en Moerasrolklaver (1Kb) voorkwamen. Dit zijn bijvoorbeeld de zetwallen langs nieuw gegraven petgaten die min of meer “komvormige laagten” achter de dichte hoge oevervegetatie vormen. De eitjes en rupsen van de Grote vuurvlinder worden ook gevonden op Waterzuring in de oevers van sloten en grachten (Bink 1972; Webb & Pullin 2000). Deze oeverzones zijn

echter niet begrensd op de vegetatiekaart omdat ze een te klein oppervlak bedekken ten opzichte van de kaartschaal.

Momenteel is in De Weerribben een groot aandeel moerasvarenrijk (riet)moeras (serie E) en veenmosrietland (serie F) aanwezig. Deze vegetatietypen zijn tijdens de kartering gevonden in 28 % van de totale oppervlakte van De Weerribben en liggen verspreid over de hele Weerribben. Alleen in het midden van De Weerribben zijn grote delen ongeschikt voor de Grote vuurvliinder vanwege de grote oppervlakten bos. Volgens Pullin (1997) is het uitzetten van de Grote vuurvliinder in de Broadlands in Noordwest-Engeland o.a. mislukt omdat struweel en bos meer dan de helft van de oppervlakte van het gebied beslaan. In De Weerribben is dit maar eenderde en relatief geconcentreerd in het midden van het gebied. In het opener landschap van De Weerribben kan de Grote vuurvliinder zich makkelijker door het landschap bewegen. In de Broadlands zijn de populaties van de Grote vuurvliinder meer geïsoleerd van elkaar dan in De Weerribben. Een toenemende bedekking van De Weerribben met struweel en bos lijkt niet wenselijk voor de Grote vuurvliinder.

Verwacht wordt dat de huidige geschikte vegetatie voor de Grote vuurvliinder, ook bij geschikt beheer, zal verdwijnen. Door voortgaande verzuring verandert het veenmosrietland in moerasheide (Smittenberg 1974; Van Wirdum 1991; Tolman & Jongman 1999), waarin Waterzuring zal verdwijnen. Het is dus belangrijk dat op termijn nieuw veenmosrietland met Waterzuring en nectarplanten ontstaat voor de Grote vuurvliinder. Dit kan ontstaan uit open water, via verschillende verlandingsstadia en rietland. De huidige Rietvegetaties (serie B,C,D) zullen op termijn van 10-25 jaar geschikt kunnen worden als habitat voor de Grote vuurvliinder. Volgens de vegetatiekaart is dat 464 ha. Deze liggen verspreid tussen de huidige veenmosrietlanden en moerasvarenrijke rietmoerassen. De kragge is inmiddels veel dikker geworden (Tolman & Jongman 1999) waardoor bij het stoppen van bemaling de verzuring waarschijnlijk sneller zal verlopen dan gewenst.

Op de langere termijn (30-50 jaar) kan het huidige open water geschikt worden als habitat voor de Grote vuurvliinder. Voorwaarde is dan wel dat verlanding kan optreden. Hoewel in enkele petgaten krabbescheer toeneemt en op enkele plekken riet vanaf de zijanten het petgat in groeit, is het opnieuw optreden van “verlanding” zoals verlanding na de vervening, nog niet aangetoond.

4.2 Vegetatiebeheer

Van elk perceel of kragge is bekend of de vegetatie in de zomer gemaaid wordt of dat er in de winter riet gesneden wordt. De resultaten van de statistische analyse laten geen significant verschil zien in aantallen Waterzuringplanten met eitjes en rupsen tussen zomer- en wintermaai-beheer. Uit de literatuur blijkt echter dat maai-beheer een belangrijke factor is. Maaien in de zomer (juni tot september) leidt tot sterfte van rupsen, poppen of eieren, en het verdwijnen van bloeiende planten die de vlinders nodig hebben als nectarplant. Maaien of rietsnijden in de winter heeft deze nadelen niet, maar resulteert vaak in combinatie met bemaling van de kragge in een hogere,

dichte rietvegetatie die minder geschikt is voor ovipositie. Maaien in de herfst (september en oktober) biedt de beste overlevingskansen voor de Grote vuurvliinder (Janssen & Schaminée 2004). Hoewel niet significant wordt bij zomermaai-beheer relatief vaker Waterzuring met eitjes aangetroffen. Echter in de gegevens is maaien in de herfst niet apart onderscheiden en is de maaidatum onbekend. Mogelijk omdat maaien in de herfst is ingedeeld bij “zomermaai-beheer”. Veelal is de maaidatum afhankelijk van het weer en kan tussen de jaren dus verschuiven. Bovendien kan het bij koude jaren tot midden oktober duren voor de rups in overwintering gaat (Van Swaay 2000). Een mogelijke verklaring voor het gebrek aan “voorkeur” voor wintermaai-beheer is dat het meeste zomermaai-beheer wordt uitgevoerd na de tellingen van eitjes en rupsen in de zomer. Dit betekent mogelijk dat de eitjes en rupsen alsnog op een later tijdstip worden weggemaaid, of dat de rupsen in overwintering gaan nog voor er gemaaid wordt, of dat het perceel gemaaid wordt maar de plekken met Waterzuring worden ontzien. Het is bij de beheerder bekend welke stroken niet meegemaaid worden. Deze gegevens konden echter niet mee worden genomen in de toets, omdat de plekken niet gemaaid worden vanwege de vuurvliinder en niet andersom. De beschikbare gegevens zijn onvoldoende om de invloed van maai-beheer op overleving van de vuurvliinder vast te stellen. Verwacht wordt dat bestudering van maaidatum en datum van “in overwintering gaan” in relatie tot het weer een belangrijke informatie kan geven over het voorkomen van de Grote vuurvliinder.

Zomermaai-beheer van ribben of wallen achter rietoevers geeft vegetatiestructuurverschillen overeenkomstig met “komvormige laagten” die mogelijk aantrekkelijk zijn voor de vuurvliinder. Nader onderzoek zou dit moeten uitwijzen.

4.3 Waterkwaliteitsmetingen

Het combineren van de meetgegevens van de monsterlocatie met de waarnemingen van de Grote vuurvliinder en Waterzuring heeft geen duidelijke correlaties opgeleverd. Oorzaak hiervan is dat het hier gaat om oppervlaktewatermonsters in het ‘open’ watersysteem (het oppervlaktewater-netwerk). De verschillen in waterkwaliteit tussen de monsterlocaties zijn uiterst klein. Om significante correlaties tussen waterkwaliteit en het voorkomen van Waterzuring en Grote vuurvliinder te vinden is het noodzakelijk om op een lager schaalniveau in het veld te werken. Daarbij is het wenselijk om op ‘standplaatsniveau’ water- en bodemonsters te nemen en te analyseren.

4.4 Waterpeil kragge in relatie tot overstroming en bemaling

In het oppervlaktewater-netwerk zijn op enkele sloten na geen sluizen om ruimtelijke verschillen in waterpeil binnen De Weerribben te creëren. Ruimtelijke verschillen in waterpeil op de kragge worden veroorzaakt door bemaling. Water wordt met windmolens op de kragge gepompt en om te voorkomen dat het weer terug de

vaarten in loopt zijn er rondom kraggen soms wallen aangelegd. De overstroming die hier het gevolg van is, is in kaart gebracht met remote sensing in 1996. Deze gegevens zijn enigszins verouderd gezien de datum van de vuurvliedersverspreidingsgegevens. Aangenomen wordt op basis van eerder onderzoek (Sanders 1999) dat het effect van dit tijdsverschil verwaarloosd kan worden. Uit de statistische analyse blijkt echter geen relatie tussen het voorkomen van Waterzuringplanten met eitjes en rupsen en overstroomde kraggen. Verwacht werd dat de overstroomde kraggen minder geschikt zijn voor de vuurvlieders. De oorzaak voor het ontbreken van een verschil in het voorkomen van eieren en rupsen in kragge met en zonder overstroming is mogelijk een verschil in tijdstip van bemalen en tellen. De bemaling vindt vooral plaats in het voorjaar terwijl de tellingen van eitjes en rupsen in de zomer plaatsvindt. De getelde eitjes en rupsen moeten de overstroming in het voorjaar nog mee maken. De meest voor de hand liggende verklaring is dat de kraggen niet dieper dan enkele centimeters onder water staat waardoor de waterstand geen bedreiging vormt voor de rupsen. De invloed van bemaling is mogelijk belangrijker als hydrologische kortsluiting in het ecohydrologisch model en dus op de waterkwaliteit.

4.5 Ecohydrologisch model en hydrologische isolatie.

Het ecohydrologisch model van hydrologische isolatie levert geen significante verklaring op voor het voorkomen van Waterzuring met eitjes van de Grote vuurvlieders. Voor een verklaring worden de afzonderlijke factoren bekeken. De factoren in het hydrologische model zijn de afstand tot het oppervlaktewater, de kraggedikte en de hoeveelheid achterland.

Het graven van nieuwe sloten is een ingreep die hydrologische isolatie beïnvloedt. Hiermee wordt het basenrijke oppervlaktewater verder het (verzuurde) gebied ingeleid en kan regenwater worden afgevoerd. De afstand tot het oppervlaktewater-netwerk neemt af. Echter, door het graven van sloten neemt, volgens het hydrologisch model, ook de hoeveelheid achterland (de drijvende kracht) af (Sanders 1999). Door wegzijging in het achterland wordt het basenrijke oppervlaktewater lateraal het gebied ingetrokken. De aanzuigende werking wordt dus minder. Echter de afstand tot het oppervlaktewater en de hoeveelheid achterland verklaren beide niet significant het voorkomen van Waterzuring met eitjes.

Alleen de historische kraggedikte lijkt van invloed op het voorkomen van eitjes. Maar gezien de niet significante bijdrage van de afzonderlijke dikteklassen is deze invloed niet sterk. Inmiddels bestaan grote delen (85%) van De Weerribben uit dikke kraggen die alleen maar trillen als je er op springt (Tolman en de Jong 1999). De weerstand die het basenrijke oppervlaktewater ondervindt bij het binnendringen in de kragge is daarom hoog. Verwacht wordt dat de verzuring zal toenemen. De kraggedikte kan worden beïnvloed door plaggen of opnieuw uitgraven, maar de hydrologische isolatie kan ook worden omzeild door bemaling of het opbrengen van een laagje bagger (zie 1.4.6).

Met bemaling wordt ook de mate van hydrologische isolatie en daarmee van verzuring beïnvloed waardoor het aantal en de vitaliteit van Waterzuringplanten wordt beïnvloed. De relatie tussen de hoeveelheid water op de kraggen en het voorkomen van Waterzuring met eitjes is echter niet significant. De beschikbare gegevens waarmee de mate van hydrologische isolatie en van verzuring worden berekend zijn dus onvoldoende om het voorkomen van Waterzuring met eitjes en rupsen te verklaren. Reden hiervoor kan het detailniveau van de gegevens zijn maar meer voor de hand liggend is het karakter van de waardplant.

Waterzuring is een lastige plant om te modelleren omdat hij nog lange tijd kan voorkomen zelfs als de waterkwaliteit minder geschikt is. Hoewel de plant dus optimaal voorkomt in Typho-Phragmitetum kan ze zich als successierelict lang handhaven in latere successiestadia zoals in het veenmosrietland. Zij kan er echter niet kiemen (mondelinge mededeling Eddy Weeda).

4.6 Hydrologische bron: stroming door oppervlaktewater-netwerk.

De verspreiding van oppervlaktewater door het oppervlaktewater-netwerk lijkt in tegenstelling tot de mate van hydrologische isolatie wel het voorkomen van Waterzuring met eitjes te kunnen verklaren. De omgevingsfactoren die deze verspreiding bepalen, de afstand tot het waterinlaatpunt en het watergangtype, zijn beide significant. Er worden vaker eitjes afgezet op Waterzuringplanten die water ontvangen van kanalen dan van sloten, petgaten en de Kalenbergergracht. De doorstroming van het basen- en voedselrijke oppervlaktewater is groter in kanalen en vaarten dan van sloten en petgaten waardoor er meer basen en nutriënten worden aangevoerd. De Kalenbergergracht neemt een uitzonderingspositie in vanwege het afschermende karakter van de oeverbeschoeiing. Vergelijkbaar is de afstand tot het waterinlaatpunt. Het basenrijke en voedselrijke water van het Drents Plateau komt bij Ossenzijl het gebied binnen. Een aanname was dat het water bij het inlaatpunt het meest voedselrijk en basenrijk is en gaandeweg door het gebied voedsel- en basenarmer wordt. Dicht bij het inlaatpunt is een camping, een jachthaven en bebouwing maar daarna is er geschikte moerasvegetatie. De locatie ten opzichte van het oppervlaktewater-netwerk lijkt dus van belang vanwege de waterkwaliteit. Echter de meetgegevens van de waterkwaliteit van het oppervlaktewater (zie 4.3) onderbouwen deze hypothese niet. Het blijft daarmee onduidelijk wat de verklaring zou kunnen zijn.

5 Conclusies en aanbevelingen

Er zijn nog veel vegetatietypen geschikt of potentieel geschikt voor de Grote vuurvliinder in De Weerribben. Echter door het dikker worden van de kragge kan verzuring heel snel verlopen wanneer met bemaling gestopt wordt. Daarbij is het nog onbekend hoe de verlanding van nieuw gegraven petgaten zal gaan verlopen en of er nieuwe verlandingstadia zullen ontstaan. Verwacht wordt dat het uitblijven van verlanding en het steeds dikker worden van de kragge op lange termijn de grootste bedreiging vormen voor het voorkomen van de Grote vuurvliinder. Natuurlijke successie en waterkwaliteit spelen hierbij een belangrijke rol. Zolang er nog geen directe verklaring voor het wel of niet verlanden aan de hand van veldmetingen en experimenten is gevonden, is op gebiedsniveau modelleren onvoldoende onderbouwd.

Een belangrijke factor voor de activiteit van vlinders, te weten het microklimaat in komvormige laagten, is bij gebrek aan gegevens buiten het onderzoek gebleven. Zomermaai-beheer van ribben of wallen, achter rietoevers en ijle plekken in het rietland geven vegetatiestructuurverschillen overeenkomstig met “komvormige laagten” die aantrekkelijk zijn voor de vuurvliinder. Mogelijk kan een biomassa-analyse van false-colour remote sensing beelden informatie leveren over komvormige laagten. Nader onderzoek zou dit moeten uitwijzen.

Het hydrologisch model en de gemeten waterkwaliteit leveren geen goede verklaring op voor het voorkomen van Waterzuring met eitjes van de Grote vuurvliinder. Waterzuring is een lastige plant om te modelleren omdat hij nog lange tijd kan voorkomen zelfs als de waterkwaliteit minder geschikt is. Mogelijk leveren gegevens over vitaliteit van de plant of dichtheid meer correlatie met waterkwaliteit dan alleen aanwezigheid van de plant.

Om significante correlaties tussen waterkwaliteit en het voorkomen van Waterzuring en Grote vuurvliinder te vinden is het noodzakelijk om op een lager schaalniveau in het veld te werken. Daarbij is het wenselijk om op ‘standplaatsniveau’ water- en bodemonsters te nemen en te analyseren. De grootte van het gebied en het gewenste detailniveau van de gegevens zijn echter lastig met elkaar in overeenstemming te brengen. Dit geldt bijvoorbeeld ook voor het maaibeheer. Maaien werkt direct in op de overleving. Wordt een Waterzuring plant met rupsen gemaaid voor de rupsen gaan overwinteren dan is de kans op overleving zeer gering. De beschikbare gegevens over maaibeheer beslaan het gehele gebied en zijn tot op perceelsniveau bekend. Echter onbekend is de exacte maaidatum en de datum wanneer de rupsen in overwintering gaan. Aanbevolen wordt de maaidatum en de datum van “in overwintering gaan” te verzamelen en te analyseren.

Op korte termijn verwachten we dat het goed plannen en uitvoeren van het maaibeheer de belangrijkste en de meest direct ingrijpende factor is voor het voorkomen van de Grote vuurvliinder. Jaarlijks maaien is van belang om verbossing

tegen te gaan, maar geeft een grote kans op het wegmaaien van eitjes en rupsen. Planning van zomer- en wintermaaibeheer op gebiedsniveau geeft hiervoor echter onvoldoende houvast. Meer informatie met betrekking tot maaidatum en de seizoenseffecten op de activiteit van de rupsen zijn daarvoor noodzakelijk.

Een ecohydrologisch model gevuld met beschikbare gegevens op gebiedsniveau en waterkwaliteitsmetingen op monsterpunten in het oppervlaktewater-netwerk geeft geen goede verklaring voor het voorkomen van Waterzuring en voor het voorkomen van Waterzuring met daarop eitjes en rupsen van de Grote vuurvliinder. In het kader van het nemen van maatregelen ter bescherming van de Grote vuurvliinder is het niet aan te raden op basis van de gebruikte gegevens of het hydrologisch model in te grijpen in de hydrologische isolatie. De wijze waarop het oppervlaktewater door het gebied stroomt (afstand tot inlaat en watergangtype) heeft een significant effect op het voorkomen van de Grote vuurvliinder. Echter nader onderzoek is gewenst om de invloed van deze omgevingsfactoren beter te begrijpen.

Literatuur

- Asher, J., N. Greatorex-Davies & E. Roberts, 2000. Millennium atlas of butterflies in Britain and Ireland. Oxford University Press, Oxford. 433 p.
- Bakker, S.A., C. Jasperse & J.T.A. Verhoeven, 1997. Accumulation of organic matter associated with different successional stages from open water to carr forest in former turbaries. *Plant Ecology* 129: 113-120.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Expertisecentrum LNV, rapportnr. 2001/020, Wageningen. 832 p.
- Barendregt, A. B. Beltman, E.P.A.G. Schouwenberg & G. van Wirdum, in prep. Behoud van laagvenen, OBN Natte Schraallanden, 1999-2002.
- Beltman, B, T. van den Broek, K. van Maanen & K. Vaneveld, 1996. Measures to develop a rich-fen wetland landscape with a full range of successional stages. *Ecological Engineering* 7: 299-313.
- Bergsma, G., 1999. Dagvlinders in Fryslân. Het vluchtige vastgelegd. Friese Pers Boekerij, Leeuwarden. 176 p.
- Bink, F.A., 1972. Het onderzoek naar de Grote vuurvliinder (*Lycaena dispar batava* Oberthür) in Nederland (Lep., Lycaenidae). *Entomologische Berichten* 32: 225-239.
- Bink, F.A., 1992. Ecologische atlas van de dagvlinders van noordwest-Europa. Schuyt & Co., Haarlem. 512 p.
- Boer Leffef, W.J., 1963. De Grote vuurvliinder (*Thersamonia dispar* Haw.). *De Levende Natuur* 66: 11-14.
- Bouman, F., D. Boesewinkel, R. Bregman, N. Devente, G. Oostermeijer 2000. Verspreiding van zaden. KNNV-uitgeverij, Utrecht.
- De Vries, H.H., 2001. Evaluatie Overlevingsplan Grote vuurvliinder. Eindrapport fase 2. De Vlinderstichting Wageningen Rapportnr. 2001.026.
- Duffey, E., 1977. The re-establishment of the large copper butterfly *Lycaena dispar batava* Obth. On Woodwalton fen national nature reserve, Cambridgeshire, England, 1969-73. *Biological Conservation* 12: 143-158.
- Evers, W.M.J., N.G.J. van Maaren & J.G. van der Made, 1987. De Grote vuurvliinder in de Wieden (Overijssel). *De Levende Natuur* 88: 82-88.

- Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen. 299 p.
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée, 2004. Europese Natuur in Nederland. Soorten van de Habitatrichtlijn. KNNV-Uitgeverij, Utrecht.
- Haans, J.C.F.M. & C. Hamming, 1962. Over de bodemgesteldheid in het veengebied in het Land van Vollenhove. Intern rapport 392. Stichting voor Bodemkartering, Wageningen. 58 p.
- Heath, J., E. Pollard & J. Thomas, 1984. Atlas of butterflies in Britain and Ireland. Viking, Harmondsworth. 158 p.
- Hosmer, D.W. & S. Lemeshow, 1989. Applied logistic regression. Wiley, New York. 307 p.
- Loff, Y., B. van Tooren & H. Piek, 1999. Beheer van rietlanden in De Wieden. De Levende natuur 100.2.
- Nicholls, C.N. & A.S. Pullin, 2003. The effects of flooding on survivorship in overwintering larvae of the large copper butterfly *Lycaena dispar batavus* (Lepidoptera: Lycaenidae), and its possible implications for restoration management. European Journal of Entomology, 100 (1): 65-72.
- Pullin, A.S., 1997. Habitat requirements of *Lycaena dispar batavus* and its implications for re-establishment in England. Journal of Insect Conservation, 1: 177-185.
- Pullin, A.S., Z. Bálint, E. Balletto, J. Buszko, J.G. Coutsis, P. Goffart, M. Kulfan, J.E. Lhonoré, J. Settele, J.G. van der Made, 1998. The status, ecology and conservation of *Lycaena dispar* (Lycaenidae: Lycaenini) in Europe. Nota Lepidoptera 21: 94-100.
- Sanders, M.E., 1999. Remotely sensed hydrological isolation: a key factor predicting plant species distribution in fens. IBN Scientific Contributions 17.
- Schaminée J.H.J., E.J. Weeda, A.F.H. Stortelder, V. Westhoff & P.W.F.M. Hommel. 1995-1999. De vegetatie van Nederland. Deel 1-5. Opulus Press.
- Schouwenberg, E.P.A.G., Th. Reijnders & G. van Wirdum, 1993. Onderzoek naar de gevolgen van verplaatsing van het waterinlaatpunt voor de boezem van Noordwest-Overijssel naar het gemaal Stroink. IBN-DLO, IBN-rapport 036. 64p.
- Schouwenberg, E.P.A.G., Th. Reijnders & G. van Wirdum, 1994. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben. IBN-DLO, IBN-rapport 084. 76p.

Schouwenberg, E.P.A.G. & G. van Wirdum, 1997. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben. Monitoring van kraggevenen in de periode 1991-1996. IBN-rapport. IBN-DLO, Wageningen. 172 p.

Schouwenberg, E.P.A.G., 2000. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben; monitoring van kraggevenen in de periode 1997-2000 Alterra-rapport 069. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen. 79 p.

Smittenberg, J.H., 1974. Voorstel tot inrichting en beheer van het CRM-reservaat De Weerribben. RIN-rapport, april 1974.

Soomers, H., 2004. Modelling the viability of a population of the Large Copper (*Lycaena dispar batava*) in the Netherlands. Rapport SV2004.005, De Vlinderstichting Wageningen.

Streefkerk, J.G. & W.A. Casparie, 1987. De hydrologie van hoogveensystemen. Staatsbosbeheer, Utrecht. 119 p.

Tax, M.H. 1989. Atlas van de nederlandse dagvlinders. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten/Vlinderstichting. 's-Gravenland/Wageningen, pp. 248.

Thijsse, J.P. 1928. De Groote vuurvlinder. De Levende Natuur 33: 235-240.

Tolman, M.E. & m. Jongman, 1999. Vegetatiekartering Weerribben. Everts & De Vries Groningen. Rapport EV99/9.

Van der Perk, J.C. & M.J. Smit, 1975. Een hydrologisch onderzoek ten behoeve van het natuurbeheer in de "Wieden". Intern rapport 17. Hugo de Vries Laboratorium, Amsterdam. 56 p.

Van Swaay, C.A.M., 2000. Beschermingsplan Grote vuurvlinder 2000-2004. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's-Gravenhage. 44 p.

Van Tweel, M., C. van Swaay & J. van der Made, 1995. Zijn er nog perspectieven voor de Grote vuurvlinder. De Levende Natuur 96: 228-232.

Van Wirdum, G., 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Thesis, Universiteit van Amsterdam.

Vegt, J.J., 1978. Verdamping, berging en indringing van boezemwater in het moerasgebied De Weerribben. Intern rapport. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 51 p. + bijlagen.

Veling, K., 1995. Vlinders in het Nederlandse Landschap, 1987-1992. Rapport nr. VS 95.02, De Vlinderstichting, Wageningen. 114 p.

Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland 1998. Omkijken naar Laagvenen. Resultaten van beheer & wensen voor de toekomst van de laagvenen van Natuurmonumenten. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Gravenland. 84 p.

Webb, M.R. & A.S. Pullin, 1998. Effects of submergence by winter floods on diapausing caterpillars of a wetland butterfly, *Lycaena dispar batavus*. *Ecological Entomology* 23: 96-99.

Webb, M.R. & A.S. Pullin, 2000. Egg distribution in the large copper butterfly *Lycaena dispar batavus* (Lepidoptera: Lycaenidae): Host plant versus habitat mediated effects. *European Journal of Entomology* 97: 363-367.

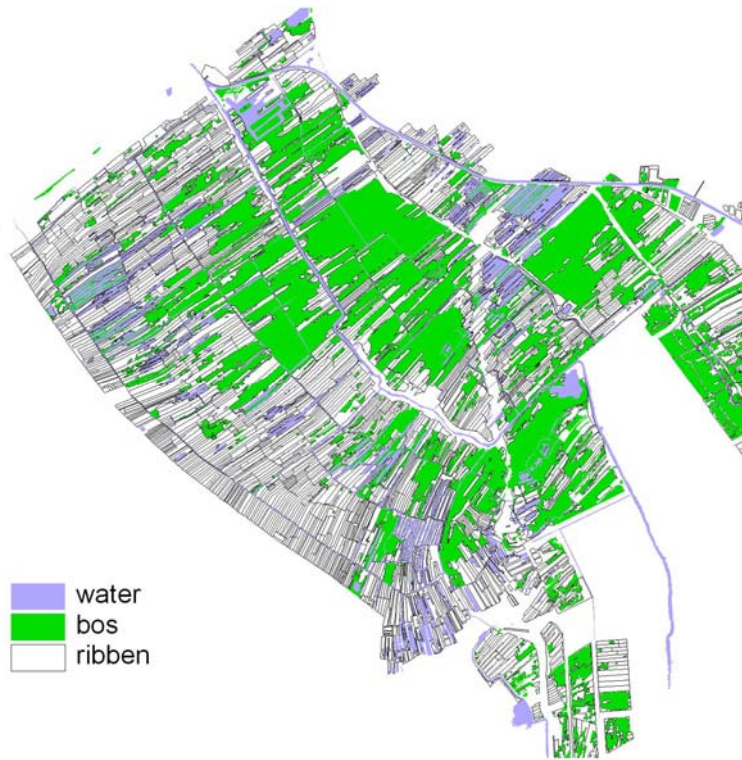
Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra, 1985. Nederlandse Oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties 1. IVN, VARA, VEWIN, KNNV, Utrecht.

Wolf, R.J.A.M., 1992. Ontstaansgeschiedenis en beheer van de Nederlandse elzen- en berkenbroekbossen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. Dorschkamrapport 680.

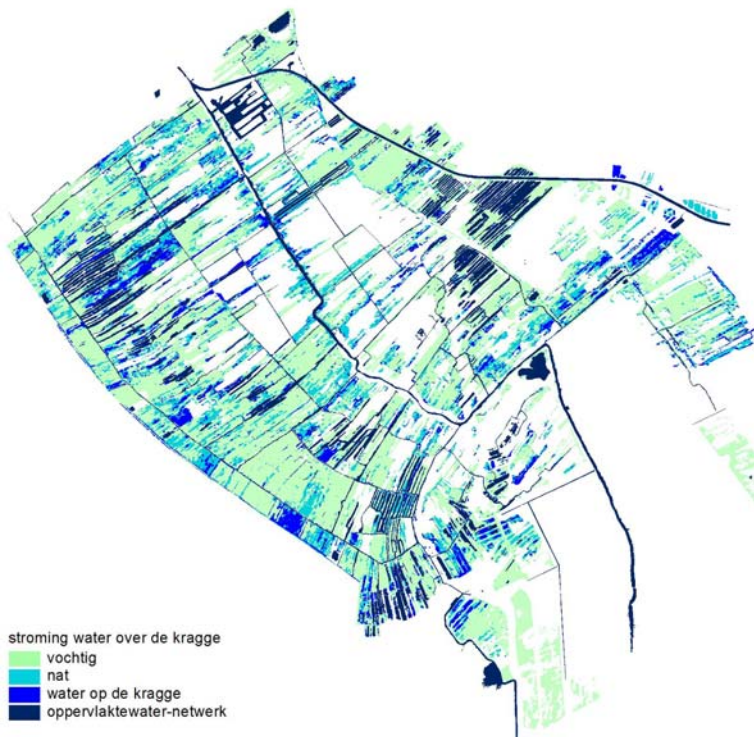
Bijlage 1

1. Basiskaart (de ribben vormen hydrologische barrières), zie paragraaf 2.4.5.
2. Hoeveelheid water op de kragge door overstroming/bemaling (hydrologische kortsluiting), zie paragraaf 2.4.7.
3. Kraggedikte van de vegetatiekaart (ca 1998), zie paragraaf 2.4.4.
4. Kraggedikte van de bodemkaart (ca 1960). Hydrologische weerstand in het ecohydrologisch model, zie paragraaf 2.4.4.
5. Hydrologische isolatie (het resultaat van het ecohydrologisch model), zie paragraaf 3.4.
6. Kortste afstand tot het oppervlaktewater (onderdeel van de hydrologische weerstand in het ecohydrologisch model), zie paragraaf 3.4.
7. De hoeveelheid achterland (drijvende kracht in het ecohydrologisch model), zie paragraaf 3.4.
8. Foto's: Petgat met krabbescheer en riet dat vanaf de zijkant het petgat ingroeit.(begin verlanding?), zie paragraaf 1.3.1.
9. Type oppervlaktewater gang dat fungeert als hydrologische bron, zie paragraaf 3.4.
10. Afstand tot het waterinlaatpunt (de locatie waar het basenrijke en eutrofe oppervlakte water het gebied binnen komt), zie paragraaf 3.4.
11. Geschiktheid voor ovipositie op basis van het voorkomen van vegetatietypen, zie paragraaf 3.1.
12. Geschiktheid op basis van significante hydrologische omgevingsfactoren: kans op bezetting kaart, zie paragraaf 3.4. Door gebruik van vele randpunten is de kans op bezetting relatief, dus weergegeven van laag naar hoog.

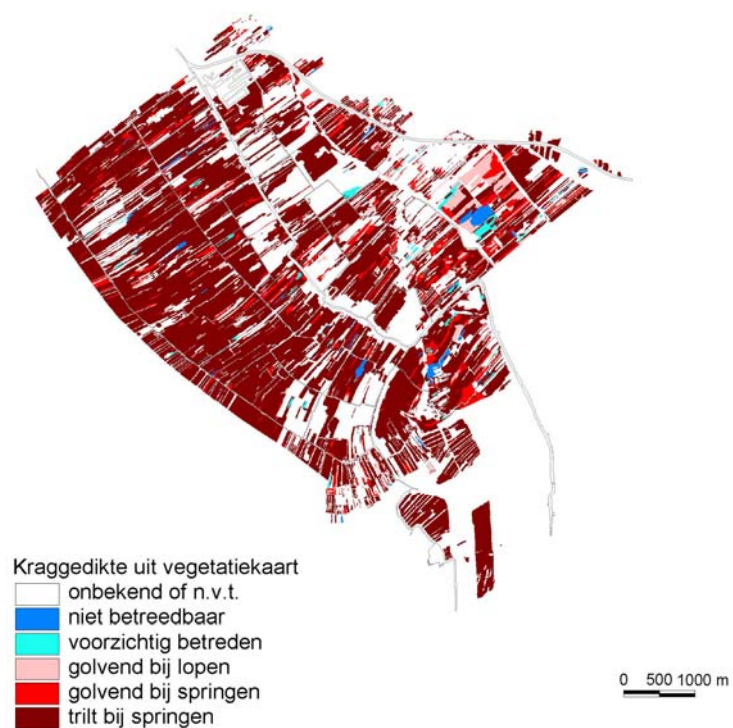
1



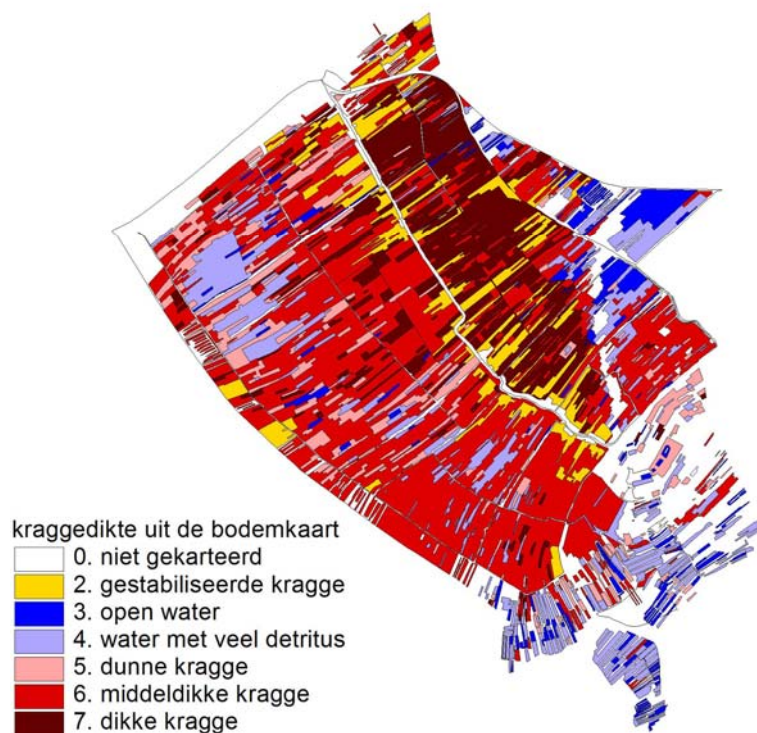
2



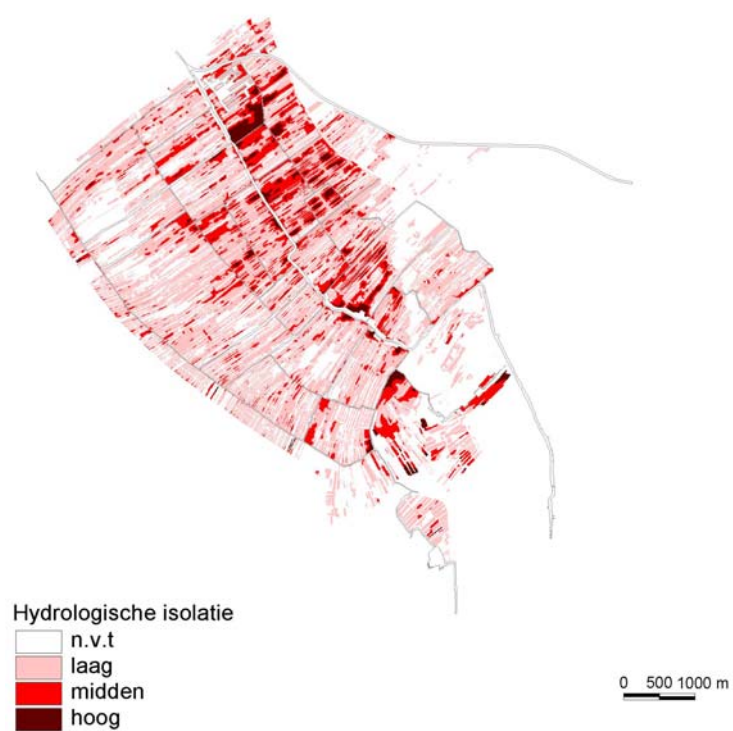
3



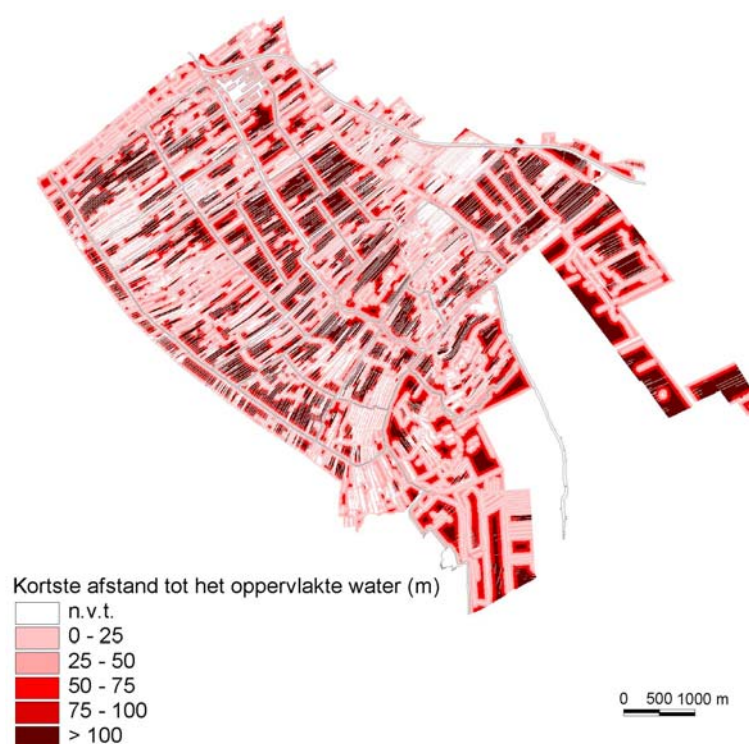
4



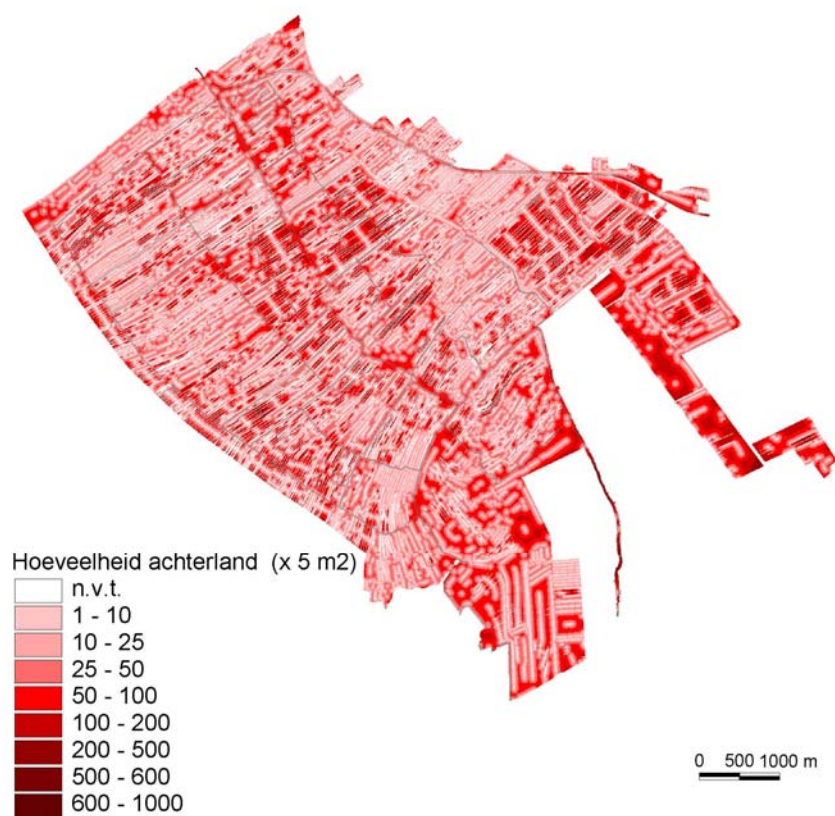
5



6



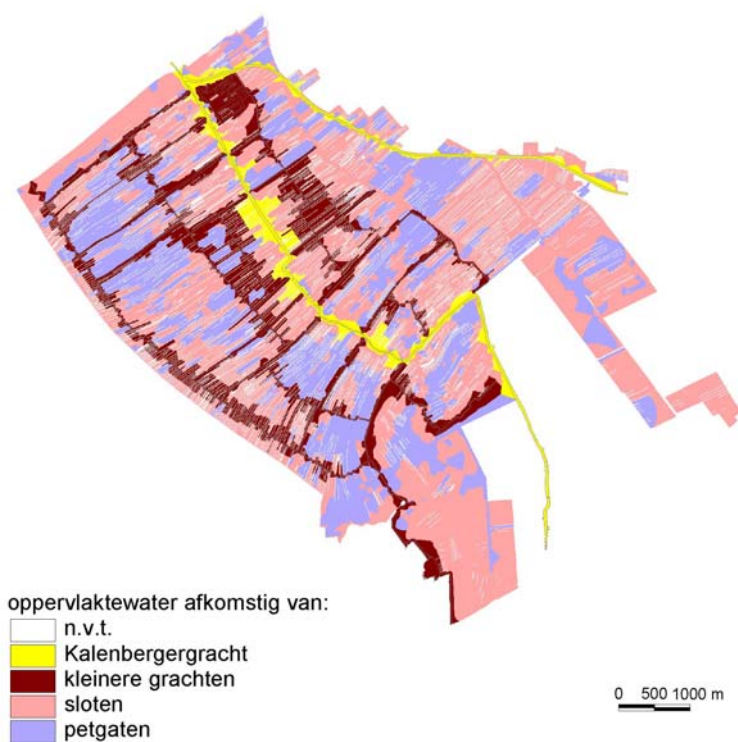
7



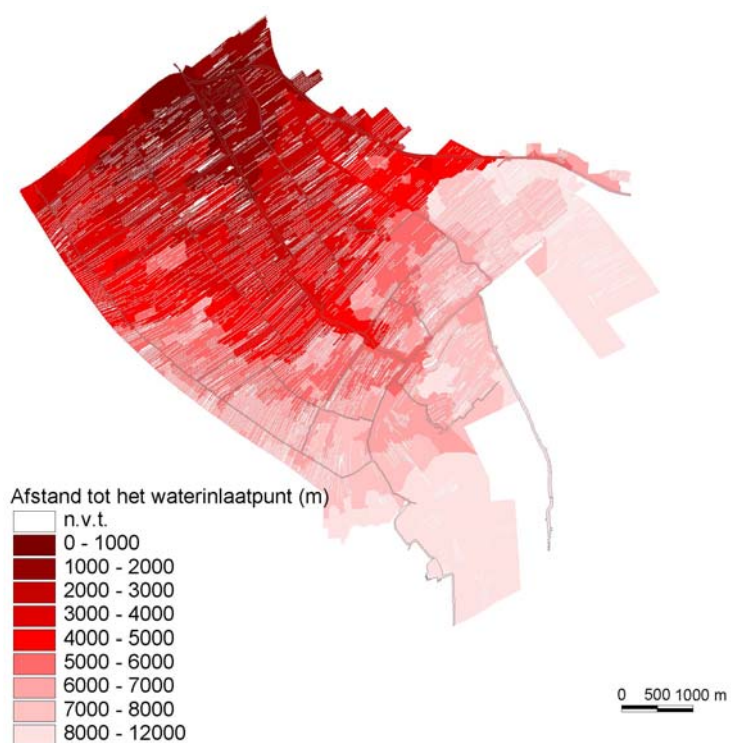
8



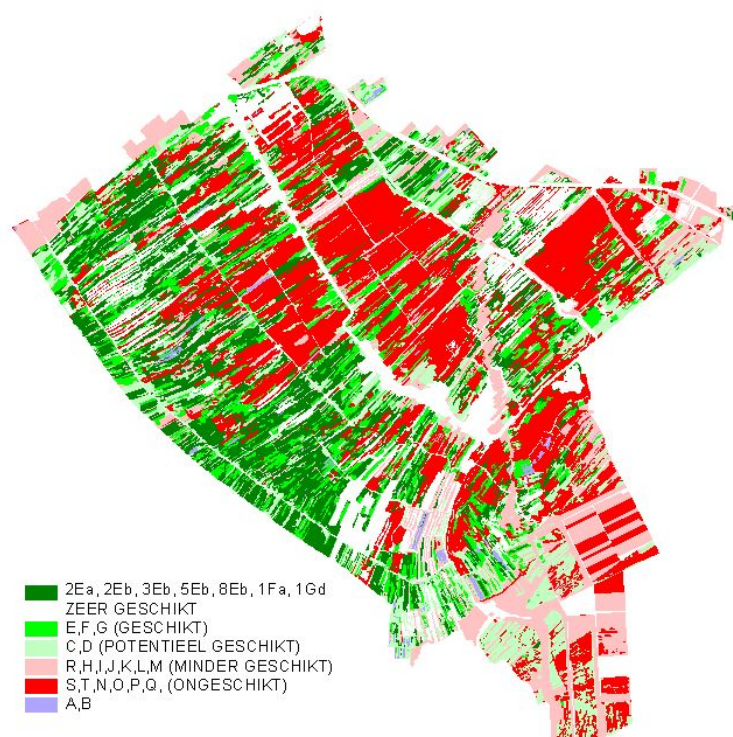
9



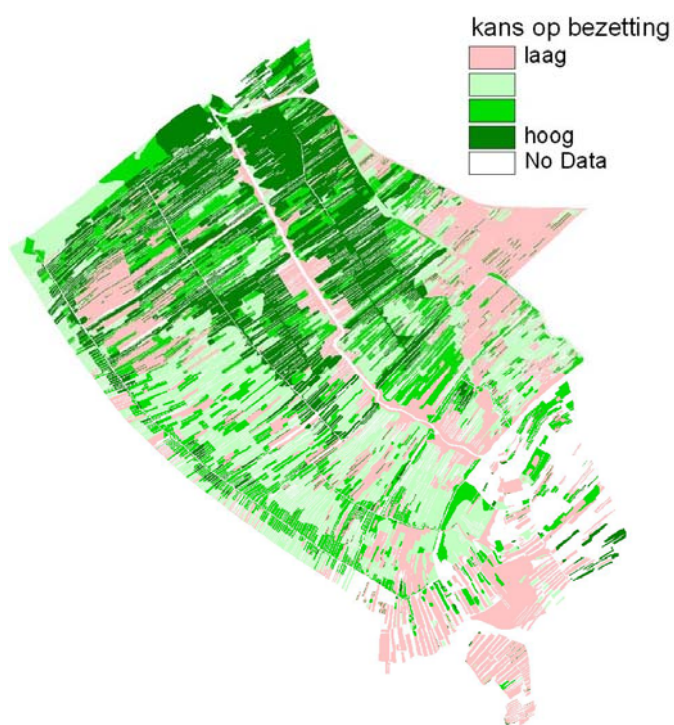
10



11



12



72

Alterra-rapport 1073