

Stimulering jonge verlanding tot nieuwe trilvenen: Biobouwers en vraat



Colofon

©2024 IPO, Vereniging het Interprovinciaal Overleg, BIJ12, uitvoeringsorganisatie van de gezamenlijke provincies, Utrecht.

Rapport- en projectnummer OBN-2018-95-LZ
Driebergen, april 2024

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Auteursrecht

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Foto voorzijde Grote vuurvliinder op een verlandingsvegetatie van moerasvaren en riet.
Fotograaf Casper Cusell

Wijze van citeren

Kanters, S., R.J.W. van de Haterd, P.M.J. van Stijn, J. Kampen, A.M. Kooijman en C. Cusell, 2024.

Stimulering jonge verlanding tot nieuwe trilvenen: Biobouwers en vraat

Rapport nummer OBN-2018-95-LZ, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.

Samenstelling

Suzanne Kanters MSc.	Witteveen+Bos
Drs. Rob van de Haterd	Waardenburg ecology
Pien van Stijn MSc.	Witteveen+Bos
Jouke Kampen	ATKB
Dr. Annemieke Kooijman	Universiteit van Amsterdam
Dr. Casper Cusell	Witteveen+Bos

Productie

Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen
Telefoon 0343 – 745 250
E-mail obn@vbne.nl

Voorwoord

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. Om dit doel te realiseren ontwikkelt en verspreidt OBN Natuurkennis daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur én het cultuurlandschap.

Het habitatype Trilvenen staat in veel Nederlandse laagveengebieden onder druk. De vorming van nieuwe trilvenen via verlanding komt in veel natuurgebieden niet of moeizaam op gang. Tegelijkertijd verdwijnen door voortgaande successie de huidige trilvenen. Het is een complex geheel aan factoren waarom die verlanding niet op gang komt, maar het idee is dat vraat door uitheemse rivierkreeften en watervogels hier wel eens een belangrijke rol in zouden kunnen spelen. Dit onderzoek is uitgevoerd om hier meer inzicht in te krijgen.

En inderdaad blijkt dat de rivierkreeften heel direct invloed hebben door het verknippen van de belangrijk krabbenscheer-vegetaties. Ook watervogels (ganzen, knobbelzwanen, meerkoeten en duikeenden) belemmeren de verlanding via begrazing, betreding en door eutrofiëring van het oppervlaktewater.

Gelukkig zijn er mogelijkheden om het areaal trilveen uit te breiden via het inbrengen van zogenaamde biobouwers. Dit kan door het opbrengen van maaisel uit goed ontwikkelde trilvenen. Sommige mossoorten zijn dan in staat om de ontwikkeling van trilveen weer op gang te brengen. In het onderzoek is enorm veel werk gedaan en kennis opgedaan die leiden tot enkele nieuwe onderzoeksrichtingen, maar vooral ook enkele praktische beheeradviezen voor beheerders die met dit bijzondere habitatype aan de slag willen gaan.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Dankwoord

Dit rapport is tot stand gekomen met financiering van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN), STOWA en Waternet. Wij danken hen hartelijk voor de financiële bijdragen.

Wij danken de beheerders, Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten voor het verlenen van toestemming voor het onderzoek in hun gebieden en voor de hulp bij het inrichten van de veldexperimenten.

Naast de auteurs van dit onderzoek hebben verscheidene mensen meegewerkt aan en meegedacht over dit onderzoek. Wij willen graag het DeskundigenTeam Laagveen- en Zeekleilandschap, Martin Goosens, Ronald Gylstra, Martin Hoorweg, Allard van Leerdam, Brigitte Mangelaars, Marit Meier, Nynke van der Ploeg, Ernst Raaphorst, Winnie Rip, Flora Rosenbrand, José Vos, Bas van der Wal, Wim Wiersinga en Tessa van der Wijngaart bedanken voor het inbrengen van hun kennis en inzichten. Daarnaast bedanken we Barend de Jong, Lisa Bovend'aerde en Jeroen Mandemakers voor hun bijdrage aan de literatuurstudie over uitheemse rivierkreeften en Bob Brederveld, Lucas Doef, Mitzi Jans, Daan Lammers, Michiel Tangerman, Ellen Weerman, Luke Moth, Bram Koese, Sil Nieuwhof en Annelies van de Craats voor hun bijdrage aan het correlatief kreeftenonderzoek.

Tevens bedanken wij het droneteam van Waternet voor het maken van dronefoto's in de Westbroekse Zodden.

Tot slot heeft een aantal stagiairs en afstudeerders een belangrijke bijdrage geleverd aan dit onderzoek. Wij bedanken Thomas Faucher voor zijn vogelonderzoek in de Westbroekse Zodden. Wij bedanken Mitzi Jans, Lucas Doef, Daan Lammers en Michiel Tangerman voor het uitvoeren van de veldbemonsteringen van het correlatief rivierkreeftenonderzoek en Ellen Weerman voor haar begeleiding vanuit de HAS. Daarnaast bedanken we Suzanne Kanters voor haar modelonderzoek en mesocosmosonderzoek naar de effecten van rivierkreeften op krabbenscheer. We bedanken Maarten Schrama voor de mogelijkheid gebruik te maken van de faciliteiten van het 'Levend Lab' in Leiden, en Merel Soons voor de begeleiding vanuit de Universiteit Utrecht.

Inhoud

Voorwoord	3
Dankwoord	4
Samenvatting	10
Summary	14
1. Inleiding	18
1.1 Aanleiding	18
1.2 Doel	19
1.3 Onderzoeksvragen	19
1.4 Leeswijzer	21
A. Invloed van uitheemse rivierkreeften op de mesotrofe verlanding tot trilveen	23
2. Literatuurstudie naar het effect van uitheemse rivierkreeften op de ontwikkeling van jonge verlanding	24
2.1 Inleiding	24
2.2 De vestiging van uitheemse rivierkreeften in Nederland	24
2.3 Biologie en ecologie	27
2.4 Ecologische en economische impact	29
2.5 Maatregelen tegen exotische rivierkreeften	30
2.6 Conclusies	32
3. Correlatief onderzoek naar factoren en systeemeigenschappen die verschillen in dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft verklaren	34
3.1 Inleiding	34
3.2 Methode	34
3.2.1 Onderzoeksopzet	34
3.2.2 Statistische methodes	36
3.3 Resultaten & discussie	36
3.3.1 Kreeftendichtheid	36
3.3.2 Correlaties.....	36
3.4 Vertaling naar een handelingsperspectief	38
3.5 Conclusies.....	39
4. Bepaling van de kritische kreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan overleven	40
4.1 Samenvatting.....	40
4.2 Inleiding.....	40
4.3 Onderzoeksmethode	42
4.3.1 Veldlabonderzoek	42
4.3.2 Modelstudie PCDitch.....	43
4.3.2.1 Populatie dynamiek van krabbenscheer	44

4.3.2.2	Populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft	45
4.3.2.3	Simuleren van de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op krabbenscheer	48
4.4	Resultaten en discussie.....	49
4.4.1	Verknipping van krabbenscheer door de rode Amerikaanse rivierkreeft	49
4.4.2	Kritische dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeften waarbij krabbenscheer kan overleven .	52
4.4.3	Effectiviteit van populatiebeheersing van rode Amerikaanse rivierkreeften	54
4.5	Conclusies.....	59
5.	Kreeftwerend vermogen van schikdraad	60
5.1	Samenvatting.....	60
5.2	Inleiding.....	60
5.3	Onderzoeksmethode	61
5.3.1	Onderzoeksopzet	61
5.3.1.1	Elektriciteit.....	61
5.3.2	Monitoring van het onderzoek	62
5.4	Resultaten & Discussie.....	62
5.5	Conclusies.....	63
B.	Invloed van watervogels op de mesotrofe verlanding	64
6.	Literatuurstudie naar het effect van watervogels op de ontwikkeling van jonge verlanding	65
6.1	Inleiding.....	65
6.2	Rol van begrazing door watervogels en muskusratten in ontwikkeling van verlandingsvegetatie	66
6.2.1	Rol van begrazing door watervogels.....	66
6.2.2	Rol van begrazing door muskusratten	67
6.3	Graasdruk door watervogels en muskusratten versus graasdruk rivierkreeften	67
6.4	Maatregelen tegen vraat door watervogels en muskusratten	68
6.5	Conclusies.....	69
7.	Het effect van vogelwerende maatregelen en inbrengen van biobouwers in een verlandingsvegetatie in de Westbroekse Zodden.....	70
7.1	Samenvatting.....	70
7.2	Inleiding.....	71
7.3	Onderzoeksmethode	72
7.3.1	Onderzoeksopzet	72
7.3.1.1	Selectie gebied.....	72
7.3.1.2	Inrichting van het gebied en onderzochte behandeling	73
7.3.2	Monitoring van het onderzoek	79
7.3.2.1	Vogelonderzoek	79
7.3.2.2	Monitoring van vegetatie en flora	81
7.3.3	Chemische metingen aan het oppervlaktewater	83
7.3.4	Rivierkreeftendichtheden.....	84
7.4	Resultaten & Discussie.....	84

7.4.1	Uitgangssituatie van het onderzochte petgat.....	84
7.4.1.1	Chemische samenstelling van het oppervlaktewater	84
7.4.1.2	Rivierkreeftendichtheden op de onderzoekslocatie.....	85
7.4.2	Vogels: soorten, dichtheden en graasdruk	86
7.4.2.1	Waargenomen vogelsoorten	86
7.4.2.2	Selectie relevante soorten, verwerking onzekere determinaties	87
7.4.2.3	Seizoensfluctuatie van de algemeenste herbivore watervogels.....	87
7.4.2.4	Verschillen in vogeldichtheid tussen de behandelingen.....	88
7.4.2.5	Graasdruk	89
7.4.2.6	Waarnemingen aan gedrag	91
7.4.3	Kraggevorming en -uitbreiding	92
7.4.4	Effect op de vegetatiesamenstelling.....	95
7.4.4.1	Vegetatie stevige kragge (dicht bij de oever)	96
7.4.4.2	Vegetatie slappe kragge (dicht bij het water)	97
7.4.4.3	Vegetatie buiten de kragge (open water)	99
7.4.4.4	Biobouwers	100
7.4.5	Aanbrengen van structuur (BESE-elements)	101
7.5	Conclusies.....	103
C.	Invloed van het inbrengen van biobouwers op de mesotrofe verlanding	104
8.	Het effect van maaiseltoediening en maaibeheer in verlandingsvegetaties in de Weerribben	105
8.1	Samenvatting.....	105
8.2	Inleiding.....	106
8.3	Onderzoeksmethode	107
8.3.1	Onderzoeksopzet	107
8.3.1.1	Selectie experimentlocatie	107
8.3.1.2	Opzet van het experiment en onderzochte behandeling	107
8.3.2	Vegetatieopnames in PQ's	109
8.3.3	Abiotische omgevingsfactoren	110
8.3.4	Analyses.....	110
8.4	Resultaten & Discussie.....	110
8.4.1	Biochemische samenstelling van het oppervlaktewater	110
8.4.2	Lichtbeschikbaarheid.....	112
8.4.3	Vestigingssucces van soorten uit het maaisel en veranderingen in de vegetatie.....	113
8.4.3.1	Vestigingssucces van mossen	114
8.4.3.2	Vestigingssucces van vaatplanten	117
8.5	Conclusies.....	119
9.	Het effect van het aanplanten van trilveensoorten, maaiseltoediening en maaibeheer in verlandingsvegetaties in de Weerribben (aanvullend experiment)	121
9.1	Samenvatting.....	121
9.2	Inleiding.....	122

9.3	Methode.....	123
9.3.1	Onderzoeksopzet	123
9.3.1.1	Selectie experimentlocatie	123
9.3.1.2	Opzet van het experiment en onderzochte behandeling	123
9.3.2	Vegetatieopnames in PQ's	125
9.3.3	Abiotische omgevingsfactoren	125
9.3.4	Analyses.....	126
9.4	Resultaten en Discussie	126
9.4.1	Biochemische samenstelling van het oppervlaktewater	126
9.4.2	Vestigingssucces van soorten uit het maaisel en veranderingen in de vegetatie.....	130
9.4.2.1	Vestigingssucces van mossen	131
9.4.2.2	Vestigingssucces van vaatplanten.....	138
9.5	Conclusies.....	141
D.	Synthese en conclusie.....	142
10.	Synthese en conclusie.....	143
10.1	Invloed van vraat door rivierkreeften op de mesotrofe verlanding	143
10.2	Invloed van vraat door watervogels op de mesotrofe verlanding	148
10.3	Invloed van het inbrengen van biobouwers op de mesotrofe verlanding	149
10.4	Aanbevelingen voor beheer en vervolgonderzoek	153
10.4.1	Aanbevelingen voor beheer	153
10.4.2	Aanbevelingen voor vervolgonderzoek	153
11.	Literatuur.....	155
	Bijlage 1: Aannames rivierkreeftenpopulatiemodel en krabbenscheermodule PCDitch.....	160
	Bijlage 2: Vegetatieopnames bronlocatie voor maaisel in de Westbroekse Zodden	170
	Bijlage 3: Luchtfoto's (drone) van de kragge in de Westbroekse Zodden gedurende het experiment	171
	Bijlage 4: Geclassificeerde vegetatiebedekking van de kragge.....	173
	Bijlage 5: Vegetatietabellen Westbroekse Zodden	175
	Bijlage 6: Biochemische metingen uit 2010 gemeten in de Weerribben in een petgat in de Draaien	177
	Bijlage 7: Metingen lichtbeschikbaarheid in de PQ's van het maaiselexperiment in de Draaien in de Weerribben (Hoofdstuk 8)	178
	Bijlage 8: Vegetatietabellen van de Draaien in de Weerribben (Hoofdstuk 8)	179
	Bijlage 9: Ondersteunende tabellen van uitgevoerde statistische toetsen voor het maaiselexperiment in de Draaien (Hoofdstuk 8)	187
	Bijlage 10: Vegetatietabellen van vak 60 in de Weerribben (Hoofdstuk 9)	193

Bijlage 11: Ondersteunende tabellen van uitgevoerde statistische toetsen voor het maaisexperiment in vak 60 van de Weerribben (Hoofdstuk 9).....	201
Bijlage 12: Resultaten van het aanplant experiment in vak 60.....	202



Samenvatting

Introductie

Het habitattyp H7410A Trilvenen staat in veel Nederlandse laagveengebieden onder druk. De vorming van nieuwe trilvenen via mesotrofe verlanding komt in veel natuurgebieden niet tot moeizaam op gang. Tegelijkertijd leidt voortgaande successie tot het verdwijnen van de huidige trilvenen. Voor de biodiversiteit van laagvenen is het essentieel om de bedreigde trilvenen voor de toekomst te behouden en uit te breiden. Voor duurzame instandhouding lijkt behoud van bestaande trilvenen middels het treffen van maatregelen onvoldoende, het is dan ook nodig dat de jonge mesotrofe verlanding, en daarmee vorming van nieuwe trilvenen, weer beter op gang komt.

Naast onvoldoende dan wel suboptimale abiotische condities, spelen vermoedelijk ook vraat door watervogels en uitheemse rivierkreeften en het ontbreken van biobouwers een rol bij het uitblijven van de mesotrofe verlanding. In welke mate deze biotische condities leiden tot het belemmeren van de mesotrofe verlanding tot trilveen, is vooralsnog echter niet geheel duidelijk. Daarnaast blijft vooralsnog onduidelijk hoe deze belemmeringen kunnen worden weggenomen of gemitigeerd.

Middels voorliggend onderzoek is dan ook inzicht verkregen in (a) de effecten van uitheemse rivierkreeften op de mesotrofe verlanding tot trilveen, (b) de effecten van vraat door watervogels op de mesotrofe verlanding tot trilveen en (c) de invloed van het ontbreken van biobouwers op de mesotrofe verlanding tot trilveen. Hiertoe is een literatuurstudie uitgevoerd, aangevuld met (deel)experimenten en veld- en modelonderzoeken. De experimenten en onderzoeken hadden als doel om grip te krijgen op de effectiviteit van verschillende maatregelen en achterliggende stuurfactoren, waaronder het afrasteren van jonge verlandingsvegetaties tegen vraat door watervogels en het inbrengen van biobouwers op het faciliteren van de verlanding tot trilveen.

Invloed van vraat door uitheemse rivierkreeften op de mesotrofe verlanding

De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, Turkse rivierkreeft, rode Amerikaanse rivierkreeft, gestreepte Amerikaanse rivierkreeft, geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft en Californische rivierkreeft hebben zich permanent in Nederland gevestigd. De literatuurstudie wijst uit dat hoewel alle soorten een negatieve invloed op de mesotrofe verlanding kunnen hebben door vraat en verknipping, de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft het meest destructief lijken. Dit is het gevolg van een combinatie van (a) een korte levenscyclus met groot reproductief vermogen, (b) het graafgedrag van de rivierkreeft, (c) een omnivoor dieet en een brede ecologische amplitude, (d) een grote mate van territoriaal gedrag en (e) beperkte mate van predatie. Bovenstaande factoren leiden ertoe dat de populatiegrootte van de rode Amerikaanse rivierkreeft snel kan toenemen.

Het uitgevoerde modelonderzoek met veldlabexperiment en de literatuurstudie laten zien dat uitheemse rivierkreeften, en met name de rode Amerikaanse rivierkreeft, een belemmering kunnen vormen voor de drijfjilverlanding (krabbenscheerverlanding). Hierbij is er sprake van directe effecten door verknipping van krabbenscheer en indirecte effecten door het verslechteren van de abiotische condities voor krabbenscheer, waarbij de kritische graasdruk van rivierkreeften voor krabbenscheer systeemspecifiek is. Het model toont verder aan dat er niet één kritische graasdruk is, maar dat de kritische graasdruk afhankelijk is van de abiotische condities van het watersysteem.

Nutriëntbelasting, waterdiepte en debiet blijken in sterke mate te bepalen bij welke rivierkreeftendichtheid krabbenscheer overleeft. Bij optimale groeiomstandigheden voor krabbenscheer, ligt de kritische rivierkreeftendichtheid op ongeveer één rivierkreeft per vierkante meter, maar in veel gevallen (als de condities dus niet optimaal zijn) zal de kritische dichtheid dus een (stuk) lager liggen. Omdat de gemeten rivierkreeftdichtheden in veel systemen in Nederland hoger zijn dan één

rivierkreeft per vierkante meter, kan vraat door rivierkreeften dus een belangrijke oorzaak zijn van het verdwijnen van krabbenscheervegetaties, en daarmee het uitblijven van de mesotrofe verlanding tot trilveen.

De rivierkreeftpopulaties kunnen een enorme omvang aannemen, maar niet in alle watersystemen is dit het geval. Uit het literatuuronderzoek is een aantal aanknopingspunten naar voren gekomen voor factoren die de rivierkreeftpopulaties zouden kunnen sturen: (a) de zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater, (b) de externe P-belasting van het oppervlaktewater, (c) het aantal schuilmogelijkheden voor rivierkreeft en (d) de watertemperatuur. Het verlagen van de P-belasting en de hoeveelheid schuilmogelijkheden zijn hierbij de meest voor de hand liggende factoren om in het veld daadwerkelijk op te sturen.

Een andere manier om te sturen op de dichtheid van uitheemse rivierkreeften is wegvangen. Verschillende experimenten wijzen uit dat rivierkreeften zich goed laten wegvangen en dat herstel van ondergedoken vegetatie mogelijk is, maar dat het wegvangen van rivierkreeften op de lange termijn niet effectief is. Zodra het wegvangen wordt beëindigd, nemen rivierkreeftpopulaties namelijk snel weer toe, evenals de ecologische impact. Modelberekeningen laten bovendien zien dat het essentieel is om rivierkreeften met een hoge intensiteit weg te vangen. Vang je slechts met een lage intensiteit, dan zul je met name grote, dominante individuen vangen. Aangezien de rivierkreeften kannibalistisch zijn, hebben deze individuen een belangrijke invloed op de populatie. Vang je alleen deze grote individuen weg, dan krijgen kleinere rivierkreeften juist in grotere mate de kans om volwassen te worden. Het is dan zelfs mogelijk dat de rivierkreeftenpopulatie (tijdelijk) wordt vergroot.

Een mogelijk effectieve aanpak om rivierkreeftpopulaties blijvend laag te houden na het wegvangen van de rivierkreeften, is een ecosysteemaanpak. Bij een ecosysteemaanpak wordt het systeem robuuster gemaakt, onder andere door nutriëntbelastingen te verlagen, predatiedruk te vergroten en schuilmogelijkheden voor rivierkreeft weg te nemen. Momenteel wordt in een praktijktest (Molenpolder) en een OBN onderzoek (Robuuste en weerbare laagveensystemen tegen uitheemse rivierkreeft) onderzocht in hoeverre een ecosysteemaanpak na wegvangen effectief is.

Invloed van vraat door watervogels op de mesotrofe verlanding

Ook watervogels kunnen de mesotrofe verlanding belemmeren, namelijk via begrazing, betreding en door eutrofiëring van het oppervlaktewater. Ganzen, knobbelzwanen, meerkoeten en duikeenden zijn de belangrijkste grazers. De begrazingsdruk verschilt per seizoen en soort, en is afhankelijk van populatiedichtheden en de beschikbaarheid en eetbaarheid van de gewenste plantendelen, te weten stengels, wortels, bladeren, zaden en vruchten.

Ons experiment in de Westbroekse Zodden wijst uit dat voor de oeeververlanding voornamelijk knobbelzwaan en meerkoet een probleem zijn. Voor knobbelzwaan geldt dat de soort een grote voedselbehoefte heeft, waardoor relatief weinig individuen al voldoende zijn voor een forse graasdruk. Meerkoeten eten per individu minder, maar waren vrij talrijk aanwezig. Dit leidde ertoe dat de totale graasdruk van deze soorten aanzienlijk hoger was dan de graasdruk van grauwe gans en wilde eend, die minder talrijk aanwezig waren. Wel bleek er sprake van grote verschillen gedurende het jaar, waarbij er vaak gedurende enkele maanden een piek was in begrazing - veelal gedurende de winter en het vroege voorjaar - en de begrazing in de overige maanden beperkt was. Ondanks dat de totale graasdruk van herbivore watervogels in ons experiment in de Westbroekse Zodden relatief beperkt was in vergelijking met de graasdruk van andere gebieden in Nederland, vormde deze beperkte graasdruk wel al duidelijk een belemmering voor de trilveenontwikkeling.

Het uitrasteren van petgaten lijkt een geschikte maatregel om vraat door watervogels tegen te gaan. Hierbij is het noodzakelijk om zowel met gaas als met lint uit te rasteren. Een afrastering met alleen gaas is wel effectief tegen ganzen, maar knobbelzwaan, meerkoet en wilde eend laten zich hier niet door tegenhouden. De verlanding kan in enkele jaren tijd fors (enkele meters) uitbreiden wanneer de oevervegetatie wordt uitgerasterd met gaas en lint.

Ook wat betreft het eutrofiëringseffect van het oppervlaktewater was de invloed van knobbelzwaan het grootst in de Westbroekse Zodden. Uit het literatuuronderzoek blijkt dat de potentiële (aanvullende) P-belasting van een zwaan bijna twee keer zo groot is als die van een grauwe gans, die weer tien keer zo groot is als die van een meerkoet. Eén knobbelzwaan kan een toename in P-belasting van circa 0,3 g/dag bezorgen, één grauwe gans van circa 0,2 g/dag en één meerkoet van 0,02 g/dag. Met name als er sprake is van grote hoeveelheden rustende vogels, kan dit een aanzienlijke impact hebben op de belasting van een watersysteem.

Invloed van het inbrengen van biobouwers op de mesotrofe verlanding

Biobouwers kunnen de verlanding tot trilveen faciliteren, en spelen daarmee een belangrijke rol in het verlandingsproces. In veel gebieden zijn verschillende biobouwers die de mesotrofe verlanding tot trilveen stimuleren, verdwenen of hard in bedekking achteruitgegaan in de afgelopen decennia als gevolg van verslechterde abiotische condities. Hoewel de abiotische condities op redelijk wat locaties inmiddels verbeterd zijn, zijn de biobouwers (nog) afwezig.

Uit het onderzoek blijkt dat dispersie van biobouwers een belangrijke belemmering vormt. Verschillende soorten die afwezig waren, slaan aan als ze actief worden ingebracht. Het inbrengen van biobouwers middels maaisel blijkt relatief eenvoudig en effectief. Met name voor rood en groen schorpioenmos geldt dat de uitbreiding na inbrengen middels maaisel spectaculair was. Voor vaatplanten geldt dat er variatie is in de meest geschikte methode voor het inbrengen en de mate waarin soorten zich vestigen (en uitbreiden).

Naast het belang van biobouwers, is het belang van correct uitgevoerd maaibeheer duidelijk gebleken uit het onderzoek. In de maaiselexperimenten die in de Weerribben zijn uitgevoerd, kwam een duidelijk patroon naar voren waarbij schorpioenmossen zich goed vestigden en sterk uitbreidden in de PQ's die tevens gemaaid werden. In PQ's die niet gemaaid werden bleef de bedekking beperkt en nam de schorpioenmosbedekking over tijd weer af. Er lijkt hierbij een relatie met lichtbeschikbaarheid te zijn.

Daarnaast bleek in het experiment in de Westbroekse Zodden dat door onzorgvuldig maaibeheer een deel van de kragge is weggeslagen. De breedte van de kragge nam hierdoor circa twee meter af. Gezien de langzame uitbreiding van de kragge (zonder vogelwerende maatregelen), betekent dit dat één keer onzorgvuldig maaien kan betekenen dat de verlanding jaren wordt teruggezet.

Aanbevelingen voor beheer en aanvullend onderzoek

Het onderzoek heeft geleid tot verschillende aanbevelingen voor beheer en aanvullend onderzoek:

- *Uitheemse rivierkreeften*: We adviseren de uitbreiding van rivierkreeftpopulaties naar locaties waar de soorten nog niet voorkomen, zo veel mogelijk te voorkomen dan wel te vertragen door middel van het aanbrengen van fysieke barrières. Daarnaast worden momenteel verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de effectiviteit van een ecosysteemaanpak om systemen robuuster te maken tegen uitheemse rivierkreeften. Aanvullend hierop adviseren we onderzoek uit te voeren naar innovatieve vangtuigen waarmee rivierkreeften op efficiënte wijze kunnen worden weggevangen;

- *Watervogels*: Om vraat door watervogels in beginnende verlandingsvegetaties tegen te gaan, adviseren we petgaten (gefaseerd) tijdelijk uit te rasteren met gaas en lint op locaties waar veel watervogels voorkomen en de verlanding niet op gang lijkt te komen;
- *Robuuste watersystemen*: We adviseren om de abiotische condities voor de ontwikkeling van jonge verlandingsvegetaties te optimaliseren. Concreet zal dit voor veel systemen betekenen dat de nutriëntbelastingen omlaag moeten;
- *Biobouwers*: Het inbrengen van maaisel uit goed ontwikkelde trilvenen is een eenvoudige, en effectieve manier om biobouwers in te brengen. We adviseren om in jonge verlandingsvegetaties waar dispersie een probleem lijkt, maaisel in te brengen van goed ontwikkelde trilvenen (het liefst met maaiestanten van schorpioenmossen). Voorwaarde is wel dat de verlandingsvegetaties ook worden gemaaid. Verder adviseren we om te onderzoeken of herhaaldelijk inbrengen van maaisel de vestiging van stabiele populaties van kenmerkende trilveenvaatplanten faciliteert;
- *Maaibeheer*: Het uitvoeren van adequaat en zorgvuldig maaibeheer is essentieel. We adviseren om te onderzoeken wat de succes- en faalfactoren zijn van het maaien met een truxor: een amfibievoertuig waarmee gunstige resultaten lijken te worden behaald in jonge verlandingsvegetaties in de Weerribben.

Summary

Introduction

The habitat type H7410A Transition mires and quaking bogs is under pressure in many Dutch fens. The formation of new floating fens via mesotrophic succession is slow to non-existent in many areas. At the same time, ongoing succession is leading to the disappearance of the current floating fens. For the biodiversity of fens, it is essential to preserve and expand the endangered floating fens. For sustainable conservation, protection of existing floating fens bogs by means of taking measures seems insufficient. Therefore, it is necessary that the young mesotrophic succession, and with it the formation of new floating fens, is stimulated.

Besides abiotic conditions being sub-optimal, it is likely that waterfowl, alien crayfish and the absence of ecosystem engineers play a role in the absence or low rates of mesotrophic succession towards floating fens. The extent to which these biotic conditions lead to the obstruction of the mesotrophic succession towards floating fens is not entirely clear yet. Furthermore, it remains unclear how these hindrances could be removed or mitigated.

Through the present study, insights were gained into (a) the effects of alien crayfish, (b) the effects of foraging by waterfowl and (c) the influence of the absence of ecosystem engineers on mesotrophic succession towards floating fens. For this, a literature review was conducted, supplemented by experiments and field and model studies. The experiments and studies aimed to understand the effectivity of various measures, including fencing off young vegetation against foraging by waterfowl and the introduction of ecosystem engineers on facilitating the mesotrophic succession towards floating fens.

Influence of foraging by alien crayfish on quaking bog formation

The spiny cheek crayfish, Turkish crayfish, red swamp crayfish, white river crayfish, virile crayfish and signal crayfish have become permanently established species in the Netherlands. Although all species can have a negative impact on the mesotrophic succession towards floating fens through foraging and vegetation destruction, the effects of red swamp crayfish seem to be the most destructive. This is due to this species having a combination of (a) a short life cycle with high reproductive potential, (b) burrowing behavior, (c) an omnivorous diet and a broad ecological amplitude, (d) territorial behavior, and (e) hardly being affected by predation. The above factors indicate that the population size of red swamp crayfish could increase rapidly.

With the enormous densities that alien crayfish can reach in the Netherlands, these species, in particular the red swamp crayfish, can impede the mesotrophic succession. This involves direct effects, as the crayfish destructs the ecosystem engineer water soldier, that facilitates mesotrophic succession towards floating fens, but also indirect effects, through deterioration of abiotic conditions for water soldier. The model study that was performed in this study, indicates that the maximum crayfish density at which a healthy stand of water soldier can exist, is system-specific. This critical crayfish density is dependent on the abiotic conditions of the water system. Nutrient load, water depth and flow rate appear to strongly determine the crayfish density at which water soldier survives. Under optimal growth conditions for water soldier, the critical crayfish density is about one crayfish per square meter. However, in many systems (when conditions are not optimal) the critical density will be lower. Since measured crayfish densities in many systems in the Netherlands exceed one crayfish per square meter, the presence of alien crayfish may be a major cause of the disappearance of water soldier. Hence, alien crayfish can impede the mesotrophic succession towards floating fens.

Crayfish populations can reach enormous sizes, but not in all water systems. This study revealed a number of starting points for factors and processes that could potentially control crayfish populations: (a) oxygen levels of the surface water, (b) surface water external phosphorus load, (c) availability of hiding places for crayfish, and (d) water temperature. In this regard, reducing the phosphorus load and the presence of hiding places are the most pronounced factors for management in the field.

Another possibility to control the density of alien crayfish is by trapping them. Several experiments show that crayfish can be trapped effectively, leading to restoration of submerged vegetation thereafter. However, trapping seems not to be effective in the long term. Once trapping is stopped, crayfish populations and their ecological impacts rapidly increase again. Model calculations also show that it is essential to trap crayfish at a high intensity. When crayfish trapping is performed at a low intensity, mainly the large, dominant individuals will be caught. Since crayfish are cannibalistic, these individuals have a significant impact on the population. If only these large individuals are trapped, then smaller crayfish will have a greater opportunity to mature. This could even result in crayfish populations being (temporarily) increased.

A potentially effective approach to keeping crayfish populations permanently low after crayfish removal is an ecosystem approach. In an ecosystem approach, the system is made more robust, in particular by reducing nutrient loads, increasing predation pressure, and removing shelter opportunities for crayfish. Currently, a field test (in the Dutch Molenpolder) and an OBN study (Robust and resilient fen systems against alien crayfish) are investigating the extent to which an ecosystem approach is effective after trapping.

Influence of foraging by waterfowl on quaking bog formation

In addition to crayfish, waterfowl can interfere with the formation of floating fens, through grazing and treading, as well as eutrophication of surface waters. Geese, mute swans, Eurasian coots and diving ducks are the main grazers. Grazing pressure varies by season and species, and depends on population densities and the availability and edibility of desired plant parts, namely stems, roots, leaves, seeds and fruits.

Our experiment in the Westbroekse Zodden shows that for the mesotrophic succession towards floating fens via riparian vegetation expansion, mute swans and Eurasian coots form the main problem. The grazing pressure of these species was significantly greater than the grazing pressure of greylag geese and mallards. However, there were large differences throughout the year, with grazing often peaking during a few months - mostly during winter and early spring - and low grazing intensity in the remaining months. Despite the fact that the total grazing pressure of herbivorous waterfowl in our experiment in the Westbroekse Zodden was relatively low, this limited grazing pressure did already clearly impede the development of floating fens.

Fencing off turf ponds seems to be an appropriate measure to counteract foraging by waterfowl. For this, it is necessary to use both mesh and ribbon fencing. Using only a mesh fence is effective against geese, but mute swans, coots and mallards will not be blocked by the mesh. When the riparian vegetation is fenced out with mesh and ribbon, the fen vegetation could expand substantially (several meters) in a few years.

In terms of the eutrophication effect on surface waters, the impact of mute swans was the greatest in the Westbroekse Zodden. The potential (additional) phosphorus load of a swan is almost twice that of a greylag goose, which in turn is ten times greater than that of a Eurasian coot. One mute

swan can provide an increase in phosphorus-load of about 0.3 g/day, for one greylag goose this is about 0.2 g/day and for one Eurasian coot, this is 0.02 g/day. The presence of the waterfowl can have a significant impact on the loading of a water system, especially when large numbers of resting birds are involved.

Influence of introducing ecosystem engineers on mesotrophic foraging

Ecosystem engineers can facilitate the mesotrophic succession towards floating fens, and thus play an important role in the succession process. In many areas, several ecosystem engineers that stimulate the formation of floating fens have disappeared or declined in cover in recent decades, due to deteriorated abiotic conditions. Although abiotic conditions have improved in a fair number of locations, ecosystem engineers are (still) absent.

This study shows that dispersal of ecosystem engineers is a major constraint. Several species that were absent establish and expand when they are actively introduced. Introduction of ecosystem engineers through the addition of hay appears to be relatively simple and effective. Particularly for the mosses *Scorpidium cossonii* and *Scorpidium scorpioides*, the expansion after active introduction through hay was spectacular. For vascular plants there is some variation in both the most effective introduction method (through seeds, hay or roots) and the extent to which species establish (and expand).

In addition to the importance of ecosystem engineers, the importance of correctly implemented mowing management appeared to be crucial in this study. In the mowing experiments conducted in the Weerribben, a clear pattern emerged in which *Scorpidium spp.* mosses established well and expanded greatly in permanent quadrats (PQs) that were also mowed. In PQs that were not mowed, the cover remained limited, with the *Scorpidium spp.* cover decreasing over time. With this, there appears to be a relationship of the *Scorpidium spp.* cover with light availability.

The experiment in the Westbroekse Zodden showed that due to careless mowing management, part of the vegetation was swept away. The width of the young floating fen decreased about two meters as a result. Given the slow expansion of the mesotrophic succession towards floating fens (without control measures for waterfowl), this means that one instance of careless mowing can undo years of mesotrophic succession.

Recommendations for management and additional research

The study resulted in several recommendations for management and additional research:

- *Alien crayfish*: we recommend to prevent or slow down the expansion of crayfish populations to locations where the species is not yet established as much as possible through the installation of physical barriers. In addition, several studies are currently being conducted on the effectiveness of ecosystem approaches to make systems more robust against alien crayfish. We also recommend that research investigating innovative trapping devices that can efficiently eliminate crayfish should be conducted;
- *Waterfowl*: in order to prevent waterfowl from feeding on the vegetation that is starting to develop, we recommend temporarily fencing off turf ponds (in phases) with mesh and ribbon at locations where waterfowl are abundant and the mesotrophic succession towards floating fens does not seem to start even though abiotic conditions are sufficient;
- *Robust water systems*: we recommend optimizing the abiotic conditions for the mesotrophic succession towards floating fens. For many systems, this means that the nutrient loads need to be reduced;

- *Ecosystem engineers*: introducing hay from well-developed floating fens is a simple, and effective way to introduce ecosystem engineers. We therefore recommend to introduce hay from these well-developed floating fens (preferably with fragments of *Scorpidium spp.*) in young floating fens, where dispersal appears to be an issue. A prerequisite is that the fens are also mowed. We further recommend investigating whether repeated insertion of hay facilitates the establishment of stable populations of characteristic floating fen vegetation;
- *Mowing management*: performing adequate and careful mowing management is essential. We therefore recommend to investigate factors of success and failure of mowing with a 'truxor', a mowing machine that can both mow aquatic and terrestrial vegetation and that seems to be appropriate for the mowing of (young) floating fens.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

Als er geen actie wordt ondernomen, zullen binnen enkele decennia ook de laatst overgebleven trilvenen (H7140A) in Nederland vrijwel geheel zijn verdwenen. Momenteel komt de vorming van nieuwe trilvenen via mesotrofe verlanding immers in veel natuurgebieden moeizaam tot niet op gang (o.a. Weijs & Van Tooren, 2014; Loeb et al., 2016; Kooijman et al., 2018). Anderzijds zal voortgaande successie, die als gevolg van eutrofiëring, verdroging en atmosferische depositie versneld kan optreden, in de aankomende decennia leiden tot het verdwijnen van de huidige trilvenen in Nederland (Van de Riet & Hoogeboom, 2012; Kooijman, 2012; Cusell et al., 2013; Paulissen et al., 2014; Van Diggelen et al., 2018). Voor de biodiversiteit van laagvenen is het echter essentieel om dit bedreigde habitattypet voor de toekomst te behouden en uit te breiden. Aangezien de huidige trilvenen met een goede ecologische kwaliteit op de lange termijn niet duurzaam met lokale beheermaatregelen als begreppelen, bevoeiing en maaien in stand kunnen worden gehouden, is het op gang brengen van jonge mesotrofe verlanding van essentieel belang voor het in stand houden van trilvenen in het Nederlandse laagveenlandschap (o.a. Cusell et al., 2013; Cusell, 2014; Loeb et al., 2016; Kooijman et al., 2018). Oftewel, om in de Nederlandse laagveengebieden te kunnen voldoen aan kernopgave 4.09 'Alle stadia van laagveenverlanding dienen in ruimte en tijd vertegenwoordigd te zijn', dient de mesotrofe verlanding (weer) beter op gang te komen.

Het optreden van jonge mesotrofe verlanding blijkt echter maar moeilijk op gang te komen in de meeste Nederlandse laagveengebieden, vooral in het westen en midden van Nederland. Naast biogeochemische oorzaken als toxiciteit van ammonium en sulfiden, te hoge nutriëntenbelastingen en onvoldoende basenrijke condities benoemen Sarneel (2010), Lamers et al. (2010) en Loeb et al. (2016) twee potentiële (samenhangende) biologische oorzaken voor het uitblijven van mesotrofe verlanding in de meeste Nederlandse laagveengebieden:

- Herbivorie zoals door uitheemse rivierkreeften en watervogels;
- Het ontbreken van belangrijke ecosysteme engineers ('biobouwers'), die voor mesotrofe verlanding van groot belang zijn, zoals krabbenscheer.

Herbivorie door uitheemse rivierkreeften en watervogels kan in potentie grote gevolgen hebben voor de mesotrofe verlanding. Niet alleen kunnen zij met vmaat de snelheid van de mesotrofe verlanding verlagen, vmaat kan er in potentie ook toe leiden dat de mesotrofe verlanding in het geheel uitblijft.

Met biobouwers of ecosysteme engineers worden soorten bedoeld die een bepalende invloed hebben op het habitat. Ze hebben grote invloed op soortenrijkdom, heterogeniteit en/of ecologische processen (Wright & Jones, 2006). Ze beïnvloeden hun omgeving zo sterk dat het voor andere soorten mogelijk of onmogelijk wordt om zich te vestigen.

Hoewel de abiotische water- en bodemcondities voor verlanding in veel natuurgebieden flink zijn verbeterd in de afgelopen decennia, zijn bovenstaande biologische factoren vermoedelijk vaak nog niet op orde en vormen ze een belemmering voor de mesotrofe verlanding (o.a. Loeb et al., 2016). Er is echter nog onvoldoende kennis om deze biotische bedreigingen goed het hoofd te kunnen bieden. Allereest is onvoldoende in beeld in welke mate herbivorie en het ontbreken van biobouwers de mesotrofe verlanding tot trilveen belemmeren. Daarnaast blijft vooralsnog onduidelijk hoe deze belemmeringen kunnen worden weggenomen of gemitigeerd.

1.2 Doel

Voorliggend onderzoek heeft tot doel om in beeld te brengen in welke mate de biotische stuurknoppen 'vraat' en 'biobouwers' invloed hebben op de mesotrofe verlanding tot trilveen, en meer grip te krijgen op hoe water- en natuurbeheerders aan deze stuurknoppen kunnen draaien om de mesotrofe verlanding op gang te brengen en over te laten gaan in trilveenkraggen.

1.3 Onderzoeksvragen

De hoofdvraag die met het voorliggende onderzoek beantwoord dient te worden, luidt: *“Welke concrete grootschalige beheermaatregelen kunnen 1) de negatieve invloed van vraat en 2) het ontbreken van positieve ecosystem engineers oplossen, waardoor jonge mesotrofe verlanding en vorming van trilveenkraggen op landschapsschaal gestimuleerd worden?”*

Om deze hoofdvraag te beantwoorden, zijn een zevental deelvragen opgesteld, te weten:

- 1) Welke praktische maatregelen op landschapsschaal kunnen helpen om ecosystemen/gebieden weerbaarder te maken tegen begrazing?
- 2) Wat is de kritieke graasdruk voor specifieke locaties/soorten waaronder vraat geen belemmering is voor mesotrofe verlanding?
- 3) Hoe kan de graasdruk die belemmerend is voor de jonge trilveenontwikkeling en trilveenvorming op korte en ook op langere termijn worden gereduceerd (door systeemmaatregelen)?
- 4) Via welke terreincondities en processen kan het beheer sturen op kwaliteit, beschikbaarheid en toegankelijkheid van het voedsel voor de grazers?
- 5) Met welke maatregelen kunnen gebieden beschermd worden die nu nog geen grote graasdruk door rivierkreeften ondervinden?
- 6) Hoe kunnen soorten die belangrijk zijn voor mesotrofe verlanding - en tevens minder gevoelig voor vraat - op landschapsschaal worden gestimuleerd of geïntroduceerd? Soorten als waterdrieblad, holpijp, wateraardbei, snavel- en draadzegge komen hiervoor in aanmerking (maar ook andere soorten die je in de betreffende regio zou verwachten bij initiële mesotrofe verlanding).
- 7) Hoe kunnen we krabbenscheervegetaties herstellen en weerbaar maken tegen vraat?

De bovenstaande vragen zijn beantwoord middels verschillende onderzoeken, die ingrijpen op de effecten van (a) vraat door rivierkreeften, (b) vraat door watervogels en/of (c) het inbrengen van biobouwers. Het rapport is verdeeld in deze drie verschillende onderdelen. Onderdeel A beschrijft de onderzoeken die zijn uitgevoerd om meer grip te krijgen op de effecten van vraat door uitheemse rivierkreeften op de mesotrofe verlanding. Voor dit onderdeel is (i) een literatuurstudie uitgevoerd, (ii) een onderzoek naar hoe verschillen in dichtheden van rode Amerikaanse rivierkreeften te verklaren zijn, (iii) een modelstudie met veldlabonderzoek¹ naar de mate waarin krabbenscheer kan overleven in aanwezigheid van rode Amerikaanse rivierkreeften en (iv) een experiment naar of

¹ Dit betreft een gecontroleerde opstelling in het veld, een 'levend laboratorium', en wordt daarom een 'veldlab' genoemd.

rivierkreeften uit oevers te weren zijn met behulp van schrikdraad. In onderdeel B gaan we in op de effecten van vraat door watervogels. Hiertoe is (i) een literatuurstudie en (ii) een experiment naar het effect van vogelwerende maatregelen op de oeververlanding uitgevoerd. Onderdeel C beschrijft het belang van het biobouwers in relatie tot het op gang brengen van de mesotrofe verlanding. Voor dit onderdeel zijn (i) een literatuurstudie uitgevoerd, (ii) een experiment met het inbrengen van biobouwers in een verlandende oever en (iii) twee experimenten waarin het effect van het inbrengen van biobouwers middels maaisel en maaibeheer in een jonge kraggeverlandingsvegetatie is onderzocht. In Tabel 1.1 is samengevat welke deelonderzoeken (per onderdeel) zijn uitgevoerd om de deelvragen te beantwoorden.

Tabel 1.1. Overzicht van de onderzoeken die zijn uitgevoerd om de verschillende deelvragen te beantwoorden.

Table 1.1. Overview of the studies that were performed to answer the research questions.

Deelonderzoek	Onderdeel	Deelvraag
1. Welke praktische maatregelen op landschapsschaal kunnen helpen om ecosystemen/gebieden weerbaarder te maken tegen begrazing?	A: Vraat door rivierkreeften B: Vraat door watervogels	- Literatuuronderzoek vraat - Verklarend onderzoek rivierkreeften - Experiment vogelwerende maatregelen en inbrengen biobouwers
2. Wat is de kritieke graasdruk voor specifieke locaties/soorten waaronder vraat geen belemmering is voor mesotrofe verlanding?	A: Vraat door rivierkreeften B: Vraat door watervogels	- Literatuuronderzoek vraat - Modelstudie met veldlabonderzoek rivierkreeften en krabbenscheer - Experiment vogelwerende maatregelen en inbrengen biobouwers
3. Hoe kan de graasdruk die belemmerend is voor de jonge trilveenontwikkeling en trilveenvorming op korte en ook op langere termijn worden gereduceerd (door systeemmaatregelen)?	A: Vraat door rivierkreeften B: Vraat door watervogels	- Literatuuronderzoek vraat - Verklarend onderzoek rivierkreeften - Experiment weren rivierkreeften met schrikdraad - Experiment vogelwerende maatregelen en inbrengen biobouwers
4. Via welke terreincondities en processen kan het beheer sturen op kwaliteit, beschikbaarheid en	A: Vraat door rivierkreeften B: Vraat door watervogels	- Literatuuronderzoek vraat

toegankelijkheid van het voedsel voor de grazers?		
5. Met welke maatregelen kunnen gebieden beschermd worden die nu nog geen grote graasdruk door rivierkreeften ondervinden?	A: Vraat door rivierkreeften	- Literatuuronderzoek vraat - Verklarend onderzoek rivierkreeften
6. Hoe kunnen soorten die belangrijk zijn voor mesotrofe verlanding - en tevens minder gevoelig voor vraat - op landschapsschaal worden gestimuleerd of geïntroduceerd?	C: Biobouwers	- Literatuuronderzoek biobouwers - Experiment vogelwerende maatregelen en inbrengen biobouwers - Experimenten inbrengen biobouwers via maaisel en maaibeheer
7. Hoe kunnen we Krabbenscheervegetaties herstellen en weerbaar maken tegen vraat?	A: Vraat door rivierkreeften	- Modelstudie met veldlabonderzoek rivierkreeften en krabbenscheer

1.4 Leeswijzer

Elk van de deelonderzoeken is beschreven in een separaat hoofdstuk, waarbij onderscheid is gemaakt tussen de verschillende projectonderdelen. Voor een deel van de deelonderzoeken geldt, dat reeds losse rapportages van de onderzoeken zijn gepubliceerd als OBN- of STOWA-onderzoek. Van deze deelonderzoeken is derhalve in deze eindrapportage een uitgebreide samenvatting van het volledige onderzoek gegeven. Voor de volledige uitwerking wordt verwezen naar de op zichzelf staande rapportages. Voor andere deelonderzoeken geldt dat in de voorliggende rapportage de gehele uitwerking is opgenomen. Deze hoofdstukken worden voorafgegaan aan een samenvatting van het betreffende deelonderzoek.

Onderdeel A, dat de effecten van uitheemse rivierkreeften op de mesotrofe verlanding beschrijft, bestaat uit vier hoofdstukken: hoofdstuk 2 t/m hoofdstuk 5. Hoofdstuk 2 beschrijft (een samenvatting van) de literatuurstudie naar de effecten van uitheemse rivierkreeften op de jonge mesotrofe verlanding. Van deze literatuurstudie is reeds een op zichzelf staand OBN-rapport verschenen (De Jong et al., 2019).

Het onderzoek naar factoren en systeemeigenschappen die verschillen in dichtheden van de rode Amerikaanse rivierkreeft verklaren, is opgenomen in hoofdstuk 3. Ook hiervoor geldt dat van dit onderzoek een samenvatting is opgenomen in de voorliggende rapportage, omdat een op zichzelf staande rapportage van het onderzoek reeds is gepubliceerd (Cusell et al., 2020).

In hoofdstuk 4 is een verkorte versie gegeven van de belangrijkste resultaten van het onderzoek naar de kritische rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan overleven. Van dit onderzoek is reeds een op zichzelf staande rapportage (Kanters, 2019) verschenen, evenals twee artikelen in De Levende Natuur (Kanters et al., 2021a & 2021b). Omdat de rapportage (Kanters, 2019) in het Engels is geschreven, is ervoor gekozen in voorliggend rapport geen samenvatting, maar een verkorte (Nederlandstalige) versie van het onderzoek op te nemen.

Hoofdstuk 5 beschrijft een experiment waarin het kreeftwerend vermogen van schrikdraad is getest.

Onderdeel B beschrijft de effecten van watervogels op de mesotrofe verlanding. Dit onderdeel omvat twee hoofdstukken. In hoofdstuk 6 is een samenvatting gegeven van de literatuurstudie naar watervogels op de mesotrofe verlanding, waarbij eveneens verwezen wordt naar De Jong et al. (2019) voor een uitgebreide omschrijving van de resultaten. In hoofdstuk 7 beschrijven we het effect van vogelwerende maatregelen op de mesotrofe verlanding, waarbij tevens aandacht besteed wordt aan het inbrengen van biobouwers.

Onderdeel C gaat in op de invloed van biobouwers op de mesotrofe verlanding. In hoofdstukken 8 en 9 worden de resultaten van twee onderzoeken naar het effect van het inbrengen van maaisel uit een goed ontwikkeld trilveen in een jonge verlandingsvegetatie in de Weerribben beschreven. Hoofdstuk 9 gaat tevens in op de effectiviteit van het aanplanten van specifieke trilveensoorten in een jonge verlandingsvegetatie.

Tot slot wordt in onderdeel D een synthese en conclusie van alle deelonderzoeken gegeven.

A. Invloed van uitheemse rivierkreeften op de mesotrofe verlanding tot trilveen

2. Literatuurstudie naar het effect van uitheemse rivierkreeften op de ontwikkeling van jonge verlanding

Medeauteurs van dit hoofdstuk: Barend de Jong (Witteveen+Bos), Lisa Bovend'aerde (Witteveen+Bos), Jeroen Mandemakers (Witteveen+Bos).

2.1 Inleiding

Om een beter beeld te krijgen van (a) de effecten van vraat op verlanding van laagveenvegetaties en (b) de maatregelen om de negatieve effecten van vraat op de mesotrofe verlanding tegen te gaan, is een literatuurstudie uitgevoerd. De focus in deze literatuurstudie lag op uitheemse rivierkreeften, maar er is ook aandacht besteed aan watervogels en muskusratten.

De literatuurstudie is in 2019 als separaat rapport gepubliceerd (De Jong et al., 2019), waarbij niet alleen gebruik is gemaakt van Nederlandse literatuur maar juist ook van internationale literatuur. Er is namelijk niet alleen in Nederland een toenemende aandacht voor uitheemse rivierkreeften. Ook in de rest van Europa is men bang voor het effect van de uitheemse rivierkreeften op de toestand en trend van verschillende inheemse soorten en de waterkwaliteit als geheel, en zoekt men naar manieren voor bestrijding van de exoten. Het eerder gepubliceerde rapport, met de titel "Bureaustudie naar het effect van uitheemse rivierkreeften, andere grazers en biobouwers op de ontwikkeling van jonge verlanding met een doorkijk naar potentiële maatregelen", is online terug te vinden op www.natuurkennis.nl. In dit rapport staan tevens alle relevante Nederlandse en internationale literatuurverwijzingen. Hieronder volgt een samenvatting van het onderdeel over vraat door rivierkreeften uit de literatuurstudie².

2.2 De vestiging van uitheemse rivierkreeften in Nederland

De aandacht voor rivierkreeften in Nederland, maar ook in Europa, is sinds het eind van de vorige eeuw gestaag toegenomen. Aanvankelijk is er in de literatuur vooral aandacht voor de Europese rivierkreeft. Deze soort was tot de tweede helft van de 19^{de} eeuw wijdverspreid in Nederland. Vanaf het einde van de 19^e eeuw trad er echter een massale sterfte van deze rivierkreeft op, waarschijnlijk veroorzaakt door een achteruitgang van het kreeftenbiotoop en de uitbraak van de lethale 'kreeftenpest'. Als compensatie voor de achteruitgang van de Europese rivierkreeft, is vervolgens in Europa geëxperimenteerd met de introductie van rivierkreeften uit Amerika. De eerste Amerikaanse rivierkreeften bereikten Nederland vermoedelijk via goed gevestigde populaties van gevlekte Amerikaanse rivierkreeft in Frankrijk en Duitsland. De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft is sinds 1968 (al 50 jaar dus) in Nederland aanwezig en bevolkt ondertussen alle provincies. De Turkse rivierkreeft, Californische rivierkreeft en later nog andere soorten, waaronder de geknobbelde en rode

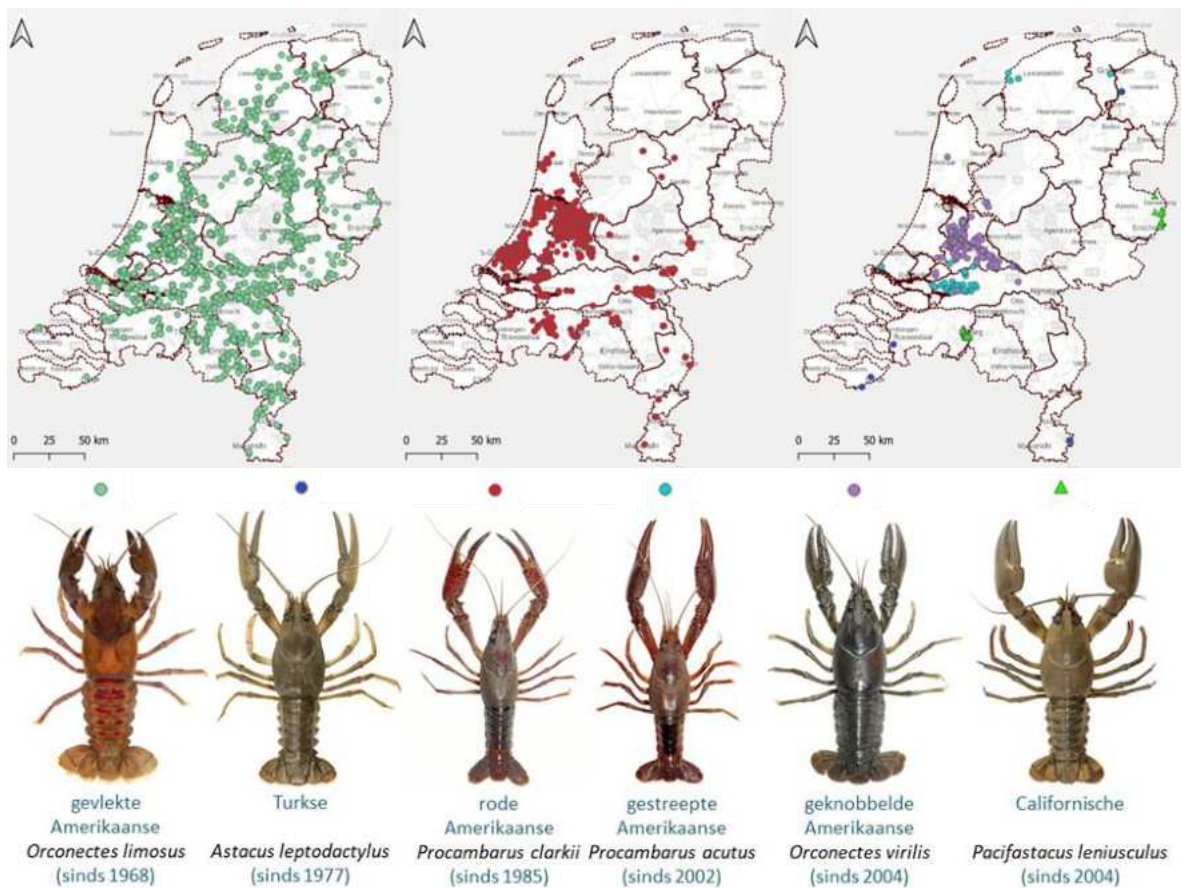
² Het onderdeel over vraat door watervogels en muskusratten is opgenomen in hoofdstuk 6.

Amerikaanse rivierkreeft, volgen. Een overzicht van de soorten met hun specifieke kenmerken, gedrag en habitatvoorkeuren is opgenomen in paragraaf 2.3.

Aanvankelijk verwachtte men dat de uitheemse rivierkreeften zich niet blijvend zouden vestigen. Men hoopte op een strenge winter en op vraat door paling. Aan het begin van de 21e eeuw verdubbelt het aantal uitheemse soorten echter en begint men zich zorgen te maken. Uit onderzoek blijkt dat heel Nederland voor één of meerdere uitheemse rivierkreeften geschikt is, met uitzondering van wateren in pleistoceen Nederland en hoogvenen die, als gevolg van de lage zuurgraad in deze systemen, ongeschikt habitat zijn voor rivierkreeften.

Door hun brede habitatvoorkeur, hoge reproductiegraad en ongevoeligheid voor de kreeftenpest rukken de uitheemse rivierkreeften gestaag op (enkele kilometers per jaar), waarbij ze geholpen worden door uitzettingen of ontsnappingen vanuit aquaria en restaurants. Het is niet onwaarschijnlijk dat ons 'open' water- en baggerbeheer de verspreiding een handje helpt. Daarbij komt dat soorten als de rode en gestreepte Amerikaanse rivierkreeft ook over land lopen.

Intussen hebben zich in Nederland zes soorten uitheemse rivierkreeften gevestigd, die al langere tijd voorkomen (Figuur 2.3.1). De verwachting is dat veel van deze soorten nog niet aan hun maximale verspreidingsgrenzen zitten, waarbij vooral de rode Amerikaanse rivierkreeft zich nog behoorlijk kan uitbreiden. Nog eens zes andere soorten zijn ooit waargenomen, maar hebben zich vooralsnog niet blijvend gevestigd. Wereldwijd zijn circa 638 soorten zoetwaterkreeften bekend, waaronder soorten die voor Nederland schadelijk zouden kunnen zijn. Aandacht voor overige soorten in wetgeving en beleid (proactief verbod op handel en bezit) blijft dus nodig.



Figuur 2.3.1. Verspreiding van zes uitheemse rivierkreeften in Nederland (bron: NDFF met waarnemingen tussen 2008 en 2018; foto's: drs. B. Koese).

Figure 2.3.1. Distribution of six invasive crayfish in the Netherlands (source: NDFF with observations between 2008 and 2018; photos: drs. B. Koese).

De huidige stand van zaken qua vestiging is dat zes soorten uitheemse rivierkreeften zich al langere tijd in Nederland gevestigd hebben, waarbij de gevlekte, de rode en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften zich het meest over Nederland verspreid hebben (Figuur 2.3.1).

2.3 Biologie en ecologie

De uitheemse rivierkreeften zijn opportunisten en relatief goede kolonisten, met name de rode Amerikaanse rivierkreeft. Daarnaast hebben ze een brede tolerantie voor habitatkenmerken, zijn ze weinig kieskeurig wat betreft voeding en hebben ze (nog) weinig last van predatie. Door deze kenmerken zijn de uitheemse rivierkreeften als invasieve exoten in staat om snel nieuwe gebieden te koloniseren en daar dominant te worden. De effecten verschillen per soort, waardoor ook de aandacht per soort verschilt. De rode Amerikaanse rivierkreeft krijgt bijvoorbeeld relatief veel aandacht, doordat die relatief veel schade kan veroorzaken.

Hieronder worden een aantal relevante eigenschappen van de in Nederland voorkomende rivierkreeften verder toegelicht.

Levenscyclus

De levenscyclus van rivierkreeften verschilt sterk tussen de verschillende soorten en is tevens afhankelijk van het klimaat. Zo verschillen de paartijd en vruchtbaarheid (in aantal eitjes per vrouwtje) sterk per soort. De rode Amerikaanse rivierkreeft kan, onder de correcte milieucondities, het hele jaar lang reproduceren en tot wel 900 eieren per broedsel leggen (gemiddeld aantal eitjes voor rivierkreeften is 90-260 eieren per broedsel). Hierdoor heeft de rode Amerikaanse rivierkreeft een grote kolonisatiecapaciteit.

Ook lijken verschillende uitheemse rivierkreeftsoorten een langere levensverwachting te hebben in Nederland vergeleken met het land van oorsprong. Een verklaring hiervoor ontbreekt momenteel, maar de lagere watertemperatuur en de beperkte predatiedruk in Nederland hebben hier mogelijk een aandeel in.

Graafgedrag

De meeste rivierkreeften vertonen in een bepaalde fase van hun levenscyclus of onder bepaalde omstandigheden graafgedrag. Hierbij graven ze gangen in land- of oeverholten, waarin ze voor korte of langere duur verblijven. Er zijn verschillen tussen de soorten. Ook verschilt de functie van het graafgedrag van soort tot soort en is deze mede afhankelijk van de (klimaat)omstandigheden. In Nederland leven alleen soorten die slechts periodiek onder de grond leven (tertiaire gravers) en soorten waarvan graafgedrag geen intrinsiek deel uitmaakt van de levenscyclus. Met name de rode en de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft zijn gekende tertiaire gravers in Nederland. Deze rivierkreeften graven holen ter bescherming tegen droogte, vorst, predatie en territoriale of kannibalistische soortgenoten. De kreeften zijn niet trouw aan hun holen, ze graven vaak een nieuw hol. Hierdoor wordt er tot wel 30-50 liter aarde per meter strekkende oever per seizoen verplaatst door een populatie rivierkreeften.

Dieet

Rivierkreeften zijn alleseters. Ze eten planten, detritus, wortels en hout, maar ze prederen ook op levende prooien zoals slakken, mossels, insecten en dode dieren. Met name uitheemse soorten consumeren dierlijk materiaal. Verder is de voedselkeuze afhankelijk van leeftijd, geslacht, fysieke conditie van de kreeft en de voedselbeschikbaarheid. Ook de consumptiehoeveelheid verschilt per

soort. Dit varieert tussen de 1 en 25% van het lichaamsgewicht van de kreeft per dag, afhankelijk van onder andere temperatuur. Hierbij wordt doorgaans meer geconsumeerd door de rivierkreeften bij hogere temperaturen.

Dispersie

Bij de in Nederland gevestigde rivierkreeftsoorten wordt enkel korte-afstandsmigratie waargenomen (enkele meters per dag). De combinatie van lage verplaatsingssnelheid en de hoge in-situ voorplantingscapaciteit resulteert in soms erg hoge populatiedichtheden (tot 5 individuen per vierkante meter).

Predatie

Er leven in Nederland verschillende soorten die kunnen prederen op rivierkreeften (o.a. meerval, paling, blauwe reiger, meeuwen en otter). Echter zijn voornamelijk echter geen duidelijke signalen dat de populatiegrootte van volwassen rivierkreeften sterk gedrukt wordt door predatie.

Milieucondities

De uitheemse rivierkreeften stellen over het algemeen weinig habitateisen, behalve beschutting omdat de meeste kreeften liever niet in open water voorkomen. Ook blijkt uit studies dat bepaalde wateren een hogere robuustheid vertonen tegen de vestiging van rivierkreeften. Het betreft vooral nutriëntarme, koude, brakke en/of zwak gebufferde wateren met een zandige bodem.

Populatiedynamiek

De populatiedynamiek van uitheemse rivierkreeften wordt beïnvloed door verschillende factoren. De eerste jaren na vestiging gedraagt de rivierkreeft zich als een r-strateeg: hoge groeisnelheid, snel koloniseren van nieuwe gebieden en een opportunist wat betreft voeding en leefgebied. Wanneer de populatiedichtheid na enkele jaren is toegenomen en de groei afneemt, neemt ook de concurrentie om de beperkte hulpbronnen toe en gaat de populatie meer kenmerken van een K-strateeg vertonen. Dit zijn soorten met een relatief laag reproductiegetal, een lange levensduur en relatief beperkte schommelingen in de omvang van de populaties.

2.4 Ecologische en economische impact

Uitheimse rivierkreeften hebben een negatieve reputatie als gevolg van hun ecologische en economische impact. Deze impact kan verschillen per soort. De rode Amerikaanse rivierkreeft staat zelfs in de top drie van de lijst van '100 worst alien species in Europe' vanwege de negatieve economische en ecologische impact die de soort heeft. Een soort als de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft lijkt minder schadelijk. Deze soort is al 50 jaar in Nederland aanwezig en kreeg aanvankelijk maar beperkt aandacht. Een overzicht van het gedrag en de mogelijke ecologische en economische effecten van uitheimse rivierkreeften is opgenomen in Tabel 2.4.1.

Tabel 2.4.1. *Overzicht van het gedrag van uitheimse rivierkreeften en bijhorende ecologische en/of economische impact.*

Tabel 2.4.1. *Summary of the behavior of invasive crayfish and corresponding ecological and/or economic effects.*

Gedrag	(Mogelijke) effecten (ecologisch en/of economisch)
Grazen (foerageren & niet-consumptief knipgedrag)	<ul style="list-style-type: none"> • Verandering samenstelling & structuur en verlies aquatische vegetatie • Omslag van heldere en plantenrijke toestand naar troebele toestand met algendominantie • Verlies van habitat van vissen, amfibieën, kevers en vogels die afhankelijk zijn van waterplantvegetaties • Bemoeilijking veenvorming, vanwege vraat aan biobouwers zoals krabbenscheer • Dure beheermaatregelen nodig voor systeemherstel
Predatie van kreeften	<ul style="list-style-type: none"> • Afname diversiteit van macroinvertebraten • Beperking populatiegroei van vissen (beschadiging of consumptie van viseieren), met eventuele gevolgen voor commerciële visserij
Graven	<ul style="list-style-type: none"> • Destabilisatie van de oever (erosie) • Beschadiging dijken/kades • Vertroebeling system: faciliteren van algengroei • Baggeraanwas (bijkomende baggerkosten)
Dragen van ziektes	<ul style="list-style-type: none"> • Uitroeiing Europese rivierkreeft door kreeftenpest • Pathogenen, parasieten en ziektes zijn dodelijk voor verschillende amfibieën
Competitie met inheemse soorten	<ul style="list-style-type: none"> • Onderdrukking vispopulaties, voornamelijk bodemvissen, door competitie op het vlak van schuilplaatsen en voedselkeuze en predatie van eieren • Mogelijk een positief effect op macrofauna door onderdrukken populatiegroei van roofvissen (vraat van eieren) en doordat ze (alternatieve) voedselbron vormen voor roofdieren die zich voeden met bodemdieren of voor visetende vogels. Anderzijds eten ze macrofauna

De ecologische impact wordt veroorzaakt door verschillende aspecten zoals graasdruk (eten en knippen van watervegetatie), competitie met inheemse soorten, verspreiding van de kreeftenpest en amfibieschimmels, vertroebeling van het watersysteem, bemoeilijken van verlanding in laagvenen en predatie van eieren en larven van andere soorten. Op deze manier worden verschillende met elkaar

interacterende componenten van het ecosysteem (veelal negatief) beïnvloed. Alhoewel het *overall* effect vaak moeilijk voorspelbaar is, is het wel duidelijk dat hoge kreeftendichtheden een negatieve invloed kunnen hebben op de aanwezigheid van waterplanten. Schade aan de waterplanten, gecombineerd met de opwerveling van sediment (en de daaraan gekoppelde grotere nutriëntenbelasting), kan leiden tot een omslag van een helder naar een troebel watersysteem en dus tot een achteruitgang van de biodiversiteit. Hierbij hebben gezonde, veerkrachtige systemen mogelijk een sterkere weerstand tegen negatieve effecten van de rivierkreeften vergeleken met systemen die reeds verstoord zijn of waarvan de natuurlijke veerkracht onder druk staat.

In verschillende studies heeft men onderzocht bij welke kritische kreeftendichtheid de invloed van rivierkreeften op het ecosysteem waarneembaar is. Effecten lijken significant bij een dichtheid van 1 kreeft/m² oever, maar deze waarde zal per watersysteem verschillen. De genoemde dichtheid van 1 kreeft/m² oever wordt in verschillende Nederlandse wateren overschreden: er zijn gemiddelde kreeftdichtheden tot wel 5 kreeften/m² waargenomen. Met een gewicht van circa 25 gram per individu betekent dit dat er ruim 1.000 kg/ha aan kreeften voor kan komen. Ter vergelijking, een totale visbiomassa van 600 kg/ha is heel erg hoog. Dit toont nogmaals aan dat de soort zeer efficiënt gebruik maakt van zijn leefgebied en vrijwel alle voedselbronnen kan benutten. Het optreden van bovengenoemde ecologische effecten is ook bekend vanuit het buitenland. Een aandachtspunt dat niet eerder in de literatuur is vermeld, is het mogelijke effect van rivierkreeften op de verspreiding van invasieve waterplanten. Met hun knipgedrag zouden ze namelijk kunnen bijdragen aan de verspreiding van plantendelen die elders weer kunnen uitgroeien. Aangezien er door de waterschappen veel geld gestopt wordt in de bestrijding van deze exoten, verdient dit nader onderzoek.

Ook economisch gezien kunnen de uitheemse kreeften een nadelige invloed hebben. Het gaat dan vooral om de impact op waterveiligheid, de landbouw en het baggerbeheer. Maar ook natuurbeheer wordt bemoeilijkt: doelen voor de KRW en Natura 2000 worden lastiger om te halen en de effectiviteit van maatregelen wordt tegengewerkt. Tenslotte kost het geld om de uitheemse rivierkreeften te bestrijden (exotenbeheer).

2.5 Maatregelen tegen exotische rivierkreeften

Gezien de negatieve effecten van de uitheemse rivierkreeften, is er veel onderzoek gedaan naar maatregelen tegen de rivierkreeften. De United Nations Convention on Biological Diversity (CBD) heeft daarvoor een drietrapsraket ontwikkeld die door de EU is overgenomen:

- 1) Voorkom dat een nieuwe soort zich vestigt
- 2) Detecteer nieuwe populaties vroegtijdig
- 3) Onderneem snel actie door de populatie te elimineren.

De eerste maatregel (het voorkomen dat invasieve soorten in het land komen) is de beste maatregel en kan ook toegepast worden op soorten die wel al in Nederland voorkomen, maar nog niet overal in ons land voorkomen (zoals de rode Amerikaanse rivierkreeft). Om hier gehoor aan te geven, is de

Europese exotenverordening opgesteld met bijbehorende Unielijst van invasieve exoten. De meeste in Nederland voorkomende uitheemse rivierkreeften zijn opgenomen op de Unielijst, dit zijn de:

- Californische rivierkreeft
- Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
- Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft
- Marmerkreeft
- Rode Amerikaanse rivierkreeft

Verder komen de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft en de Turkse rivierkreeft nog voor in Nederland, maar deze stonden anno 2019 (nog) niet op de Unielijst.

Voor de soorten die wel op de lijst staan geldt een verbod op import en export, bezit, handel, kweek, transport en op het vrijlaten in het milieu. EU-lidstaten zijn verplicht om populaties van deze soorten vroegtijdig op te sporen en te verwijderen. Indien dit niet mogelijk blijkt, moeten de populaties worden beheerd, zodat de ongewenste effecten van deze soorten geminimaliseerd kunnen worden.

De Europese exotenverordening moet in Nederland nog geïmplementeerd worden en vertaald naar werkprotocollen/draaiboeken en gedragscodes voor overheidsinstanties en natuurorganisaties. Het ministerie van LNV, de provincies en de waterschappen werken nog aan deze vertaalslag. Voor de locaties waar de gevestigde soorten al voorkomen, komt de wetgeving echter te laat. Ook doet de wetgeving niets tegen nieuwe soorten of soorten die zich al in buurlanden gevestigd hebben en op eigen kracht naar Nederland kunnen komen. Als soorten er eenmaal zijn, dan komt bestrijding en beheer om de hoek kijken.

Bestrijdingsmaatregelen

Er zijn verschillende beheer- en bestrijdingsopties bekend, die apart of in combinatie kunnen worden uitgevoerd:

- Niets doen
- Mechanische bestrijding: wegvangen, vallen plaatsen, etc.
- Biologische bestrijding: introductie van ziektes, predatoren, sterilisatie, etc.
- Systeemmaatregelen: droogleggen, ecosysteem robuust maken, water dempen, etc.
- Chemische bestrijding: aanbrengen van biociden, pesticiden, feromonen
- Fysieke bestrijding: elektrocuteren, afscherming door plaatsing van barrières, etc.

Uit een aantal literatuurreviews lijkt echter te volgen dat geen enkele bestrijdingsmethode volledig effectief is voor het elimineren van populaties van uitheemse rivierkreeften. Het grootschalig wegvangen van rivierkreeften was in de meeste gepubliceerde onderzoeken niet succesvol, met name omdat het wegvangen van de volledige populatie niet haalbaar is en de uitheemse rivierkreeften (en vooral de rode Amerikaanse rivierkreeft) een enorm hoge reproductiesnelheid hebben. In een experiment dat ATKB in opdracht van het waterschap Amstel, Gooi en Vecht en de provincie Utrecht in 2018 - 2020 uitvoerde in de Distelvinkplas (onderdeel van de Molenpolder in het Natura 2000-gebied Oostelijke Vechtplassen) leidde intensief afkreeften overigens in eerste instantie wel tot positieve effecten. Na één jaar intensief afkreeften was de biomassa aan volwassen kreeften circa gehalveerd. Dit leidde tot een sterke verandering in het doorzicht: van een zeer troebel systeem

vóór het wegvangen naar bodemzicht na het wegvangen. Daarnaast ontstond een kranswierbedekking (*Nitella flexilis*) van 60 - 80%. Echter, na het stoppen van het wegvangen namen de kreeftendichtheden weer toe en verdween de kranswierbedekking snel.

Dit is in overeenstemming met de literatuur, waaruit blijkt dat de rivierkreeften op termijn doorgaans weer gaan domineren. Hierbij is echter wel onduidelijk of dit ook gebeurt als de rest van het watersysteem ook is verbeterd. Daarnaast is het de nog de vraag of een dergelijke intensieve vangstmethode ook grootschalig en kostenefficiënt in het Nederlandse laagveen- en veenweidegebied kan worden uitgevoerd. Kansen voor bestrijding op kleinere schaal zijn er wel. Verschillende auteurs adviseren een combinatie van methoden toe te passen, bijvoorbeeld een combinatie van wegvangen, stimuleren van (vis)predatie en het robuuster maken van ecosystemen. De hypothese is dat een robuuster ecosysteem (met helder water en veel zichtjagers) beter met de schadelijke rivierkreeften kan omgaan en/of dat de rivierkreeften zelfs benadeeld worden (bijvoorbeeld doordat er meer predatoren zijn in een robuust watersysteem). Wanneer een watersysteem via systeemmaatregelen robuuster gemaakt zou kunnen worden, dan zou het wegvangen van kreeften in dergelijke watersystemen mogelijk wel effectief kunnen zijn, omdat ze meer weerstand kunnen bieden tegen de hoge reproductiesnelheid van de uitheemse rivierkreeften. Voor de Nederlandse situatie is echter nog niet aangetoond dat het robuuster maken van watersystemen daadwerkelijk de schade van uitheemse rivierkreeften kan beperken. Ook is er weinig bekend over de predator-prooi relatie en de wederzijdse beïnvloeding van populaties. Vanwege de onduidelijkheden benadrukken veel studies de noodzaak voor vervolgonderzoek en structurele monitoring. Veel informatie komt nu uit het buitenland. Aanbevelingen uit buitenlandse onderzoeken zijn echter niet zomaar toepasbaar op de Nederlandse situatie doordat de watersystemen, het klimaat en de bodemgesteldheid verschillen.

2.6 Conclusies

In 2019 hadden zes soorten uitheemse rivierkreeften zich permanent gevestigd in Nederland. Van de zes soorten zijn de gevlekte, rode en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft het meest wijd verspreid in Nederland. Vooral de rode en geknobbelde rivierkreeften hebben de potentie zich nog verder te verspreiden. Daarnaast waren er anno 2019 nog eens zes soorten in Nederland waargenomen waarvoor geen bewijs is dat ze zich (al) in Nederland hebben gevestigd.

De uitheemse rivierkreeften zijn opportunisten en goede kolonisten, met name de rode Amerikaanse rivierkreeft. De uitheemse rivierkreeften zijn weinig kieskeurig wat betreft voeding en habitat. Daarnaast is de predatiedruk op uitheemse rivierkreeften (vooralsnog) relatief laag en de reproductie hoog. Door deze combinatie van factoren zijn de invasieve, uitheemse rivierkreeften in staat snel nieuwe gebieden te koloniseren en in populatieomvang toe te nemen.

De ecologische impact hangt af van de mate waarin ondergedoken waterplanten worden gegeten en verknipt, de competitie met inheemse soorten, de verspreiding van ziekteverwekkers (zoals de kreeftenpest en amfibieschimmels), vertroebeling van het watersysteem, frustreren van verlanding en predatie van eieren en larven van vissen en macrofauna. Door de brede voedselvoorkeur, hebben

de invasieve rivierkreeften een groot effect op het voedselweb van aquatische systemen. Ze eten planten, detritus, wortels, hout en aas, en ze prederen ook op levende prooien zoals slakken, mossels en insecten. Daarmee rijkt hun effect tot verschillende trofische niveaus van het voedselweb, zowel op directe als indirecte wijze. Wel is er verschil tussen de verschillende soorten. Zo lijkt de ecologische impact van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft beperkt, terwijl de rode Amerikaanse rivierkreeft desastreuze effecten heeft voor de gezondheid van het ecosysteem.

Negatieve ecologische effecten van uitheemse rode Amerikaanse rivierkreeften lijken significant bij een dichtheid vanaf 1 rivierkreeft per m² oever, al zal de dichtheid per watersysteem verschillen. De genoemde dichtheid wordt in verscheidene Nederlandse wateren (fors) overschreden. Naast ecologische effecten, kunnen de rivierkreeften ook economisch een nadelige invloed hebben: de uitheemse rivierkreeften beïnvloeden waterveiligheid, landbouw en baggerbeheer. Tot slot worden de Natura 2000- en KRW-doelstellingen belemmerd door de uitheemse rivierkreeften, en kost bestrijden geld.

Er is (vooralsnog) geen enkele bestrijdingsmethode die populaties geheel kan elimineren. Grootschalig wegvangen is in de meeste onderzoeken op lange termijn niet succesvol, omdat de populaties snel herstellen nadat het wegvangen wordt gestopt. Wel zijn er verschillende studies die erop wijzen dat een combinatie van methoden, die erop gericht is het systeem robuuster te maken, mogelijk wel effectief is. Hierbij kan gedacht worden aan een combinatie van wegvangen, stimuleren van (vis)predatie en het verlagen van de nutriënteninput. Alle in de literatuurstudie genoemde Nederlandse studies benadrukken de noodzaak voor vervolgonderzoek en structurele monitoring in Nederland.

3. Correlatief onderzoek naar factoren en systeemeigenschappen die verschillen in dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeft verklaren

Medeauteurs van dit hoofdstuk: Bob Brederveld (Witteveen+Bos), Lucas Doef (HAS), Mitzi Jans (HAS), Daan Lammers (HAS), Michiel Tangerman (HAS), Ellen Weerman (HAS), Luke Moth (Witteveen+Bos), Bram Koese (EIS Naturalis), Sil Nieuwhof (Witteveen+Bos), Annelies van de Craats (Witteveen+Bos).

3.1 Inleiding

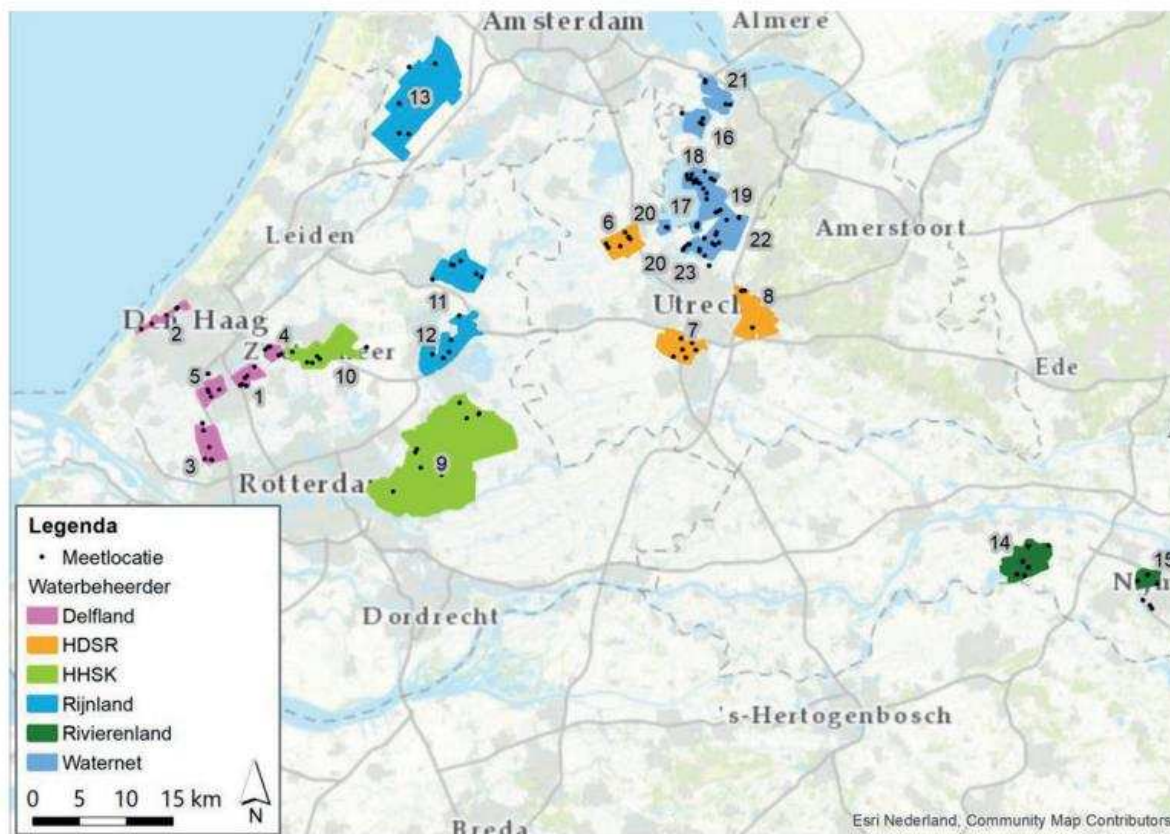
Veel essentiële vragen over het gedrag en standplaatscondities van uitheemse rivierkreeften zijn nog (gedeeltelijk) onbeantwoord, terwijl deze antwoorden nodig zijn om de water- en natuurbeheerders handvatten te geven voor nieuwe bestrijdings- en beheersmaatregelen. Zo is nog niet goed duidelijk welke stuurfactoren bepalen waarom op bepaalde locaties veel uitheemse rivierkreeften zitten en op andere (nabijgelegen) locaties veel minder van deze kreeften aanwezig zijn. Om te begrijpen waarom deze verschillen in dichtheden bestaan, is een verklarend onderzoek uitgevoerd. Doel van het onderzoek was om grip te krijgen op stuurfactoren voor de rode Amerikaanse rivierkreeft, en daarmee richting te geven aan potentiële maatregelpakketten.

Het onderzoek is in 2020 als separaat rapport gepubliceerd (Cusell et al., 2020). Dit rapport, met de naam “Rode Amerikaanse rivierkreeften in Nederland: relaties met milieu- en omgevingsfactoren”, is online terug te vinden op www.natuurkennis.nl. Hieronder volgt een samenvatting van het onderzoek.

3.2 Methode

3.2.1 Onderzoeksopzet

In totaal zijn 138 meetlocaties bemonsterd tussen eind april en eind mei 2019, waarbij de locaties verspreid lagen over 15 onderzoeksgebieden binnen het beheergebied van zes waterschappen (Figuur 3.2.1). Binnen elk gebied zijn locaties met veel en weinig rode Amerikaanse rivierkreeften bemonsterd. Niet alleen de rivierkreeftendichtheid varieerde tussen de locaties, maar er is ook gekozen voor gebieden en meetlocaties met variatie in potentiële stuurfactoren die de verschillen in rivierkreeftendichtheid zouden kunnen verklaren. Zo zijn locaties met verschillende bodemtypen (veen-, klei en zandbodems), oevertypen en vegetaties meegenomen. Op elk van de 138 meetlocaties is een vast en uitgebreid meetprotocol uitgevoerd in het veld. Deze velddataset is uitgebreid met gegevens die zijn aangeleverd door de water- en natuurbeheerders. In totaal zijn er op deze manier gegevens verzameld van 153 verschillende factoren. Tabel 3.2.1 geeft een overzicht van alle factoren waarvan gegevens zijn verzameld. Voor een nauwkeurigere omschrijving van de verschillende factoren wordt verwezen naar Cusell et al. (2020).



Figuur 3.2.1. Ligging van de meetlocaties per onderzoeksgebied en waterbeheerder.
Figure 3.2.1. Distribution of sampling locations for each of the study areas and water board.

Tabel 3.2.1. Overzicht van factoren (parameters) waarvan gegevens verzameld zijn in het veld of waarvan gegevens zijn aangeleverd door water- en natuurbeheerders. Ook is het ruimtelijke schaalniveau waarop de data verzameld is vermeld.

Table 3.2.1. Overview of factors (parameters) for which data were either collected in the field or handed over by water boards. The spatial scale at which the data was collected is also listed.

Parameter	Bron	Niveau
Relatieve kreeftendichtheid	Veld	Meetlocatie
Vegetatiesamenstelling	Veld	Meetlocatie
Macrofaunasamenstelling	Veld	Meetlocatie
Abiotische structuren	Veld	Meetlocatie
Oppervlaktewaterkwaliteit in het veld	Veld	Meetlocatie
Bodentype	Veld en laboratorium	Meetlocatie
Oppervlaktewaterkwaliteit databases waterbeheerders	Waterbeheerder	Gebied
Externe nutriëntenbelasting	Waterbeheerder	Gebied
Beheer	Waterbeheerder	Gebied
Visgegevens	Waterbeheerder	Meetlocatie
Predatoren dichtheid	NDFF	Meetlocatie

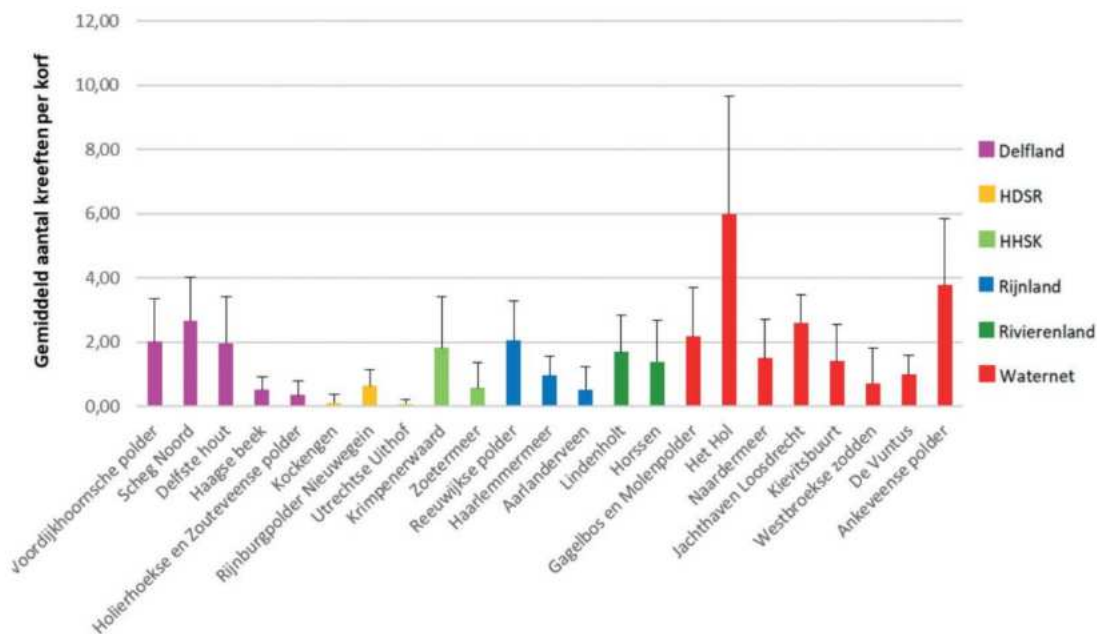
3.2.2 Statistische methodes

Voor alle variabelen zijn scatterplots gemaakt die de relatie tussen de gemiddelde rivierkreeftendichtheid en de desbetreffende variabele visualiseren. De relaties zijn getest met regressieanalyses of een Kruskal-Wallis toets (voor verklarende variabelen met een categorische of ordinale waarde). Daarnaast is een principale componenten analyse (PCA) uitgevoerd. Dit is een multivariate statistische analyse waarmee in een dataset met veel variabelen kan worden bepaald welke variabelen de grootste invloed hebben op de resultaten (in dit geval de kreeftendichtheid).

3.3 Resultaten & discussie

3.3.1 Kreeftendichtheid

In het totaal zijn er tijdens het onderzoek met beaasde korven 2.717 rode Amerikaanse rivierkreeften, 58 geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften en 31 gevlekte Amerikaanse rivierkreeften gevangen. In Het Hol en de Ankeveense polder zijn de meeste rivierkreeften per korf gevangen (respectievelijk gemiddeld 6,0 en 3,8 per korf), de laagste aantallen zijn gevangen bij Kockengen en de Utrechtse Uithof (beiden gemiddeld 0,1 per korf) (Figuur 3.3.1). De verschillen in het (gemiddeld) aantal gevangen rivierkreeften waren dus aanzienlijk.



Figuur 3.3.1. Gemiddeld aantal rode Amerikaanse rivierkreeften per korf per gebied, waarbij de gemiddelden en standaarddeviatie zijn weergegeven.

Figure 3.3.1. Average number of red swamp crayfish per crayfish trap per sampling area, including mean and standard deviation.

3.3.2 Correlaties

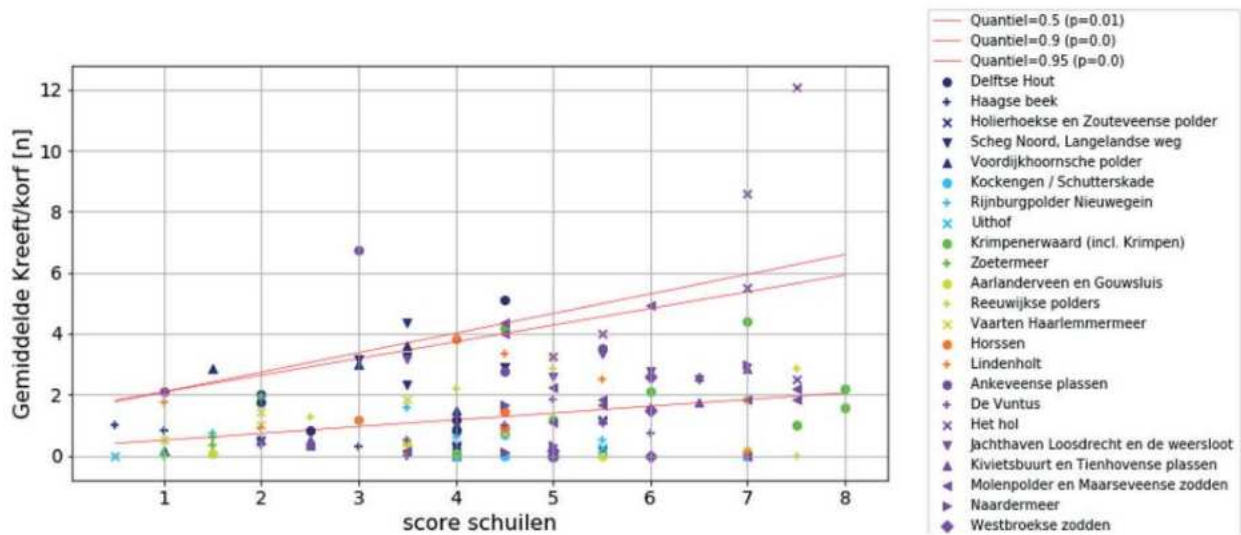
Voor het overgrote deel van de onderzochte variabelen, waarvan vooraf werd verondersteld dat ze mogelijk een potentiële stuurfactor zouden kunnen zijn, bleek dat er geen (duidelijke) correlaties naar voren kwamen met de rivierkreeftdichtheden. Alleen voor de volgende vier variabelen bleek dat

ze mogelijk als potentiële stuurfactoren (kunnen) functioneren, waarbij er in alle gevallen voornamelijk sprake was van draagkrachteffecten. Dit houdt in dat bij een hogere waarde voor de stuurfactor een hogere maximale kreeftendichtheid mogelijk bleek, maar dat je dan ook nog lage kreeftendichtheid kan krijgen (Figuur 3.3.2). Dit draagkrachteffect komt doordat in veel gevallen niet één stuurfactor bepalend is, maar een combinatie van meerdere stuurfactoren.

- **Zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater:** Een (tijdelijk) lage beschikbaarheid van zuurstof in het oppervlaktewater gedurende een deel van het jaar, leidt tot lagere rivierkreeftdichtheden;
- **Externe P-belasting:** de dataset bevatte slechts een beperkt aantal locaties waarvoor de externe P-belasting in beeld was. Deze dataset doet echter vermoeden dat het maximum aantal rode Amerikaanse rivierkreeften (enigszins) toeneemt naarmate de P-belasting hoger is. Mogelijk is dit te wijten aan een grotere beschikbaarheid van voedsaam perifyton bij een hogere P-belasting. Er zijn echter geen duidelijke conclusies te trekken voor dit verband, doordat (a) de externe P-belasting per gebied en niet per meetlocatie is opgegeven, (b) de externe P-belasting slecht voor 58 van de 138 locaties is meegenomen en (c) de externe P-belasting eigenlijk per locatie afgezet zou moeten worden tegen de kritische belastingen, die voor de meeste locaties momenteel onbekend zijn;
- **Schuilmogelijkheden:** Er blijkt een duidelijke positieve relatie tussen de score voor schuilmogelijkheid en de kreeftendichtheid. De score voor schuilen wordt beïnvloed door het substraat, de slibdikte, de bedekking met submerse vegetatie en oevertype. Een substraat met een hoog organisch stofgehalte leidt tot meer schuilmogelijkheden, evenals een grotere slibdikte en hogere bedekking met submerse vegetatie. De aanwezigheid van 'ondoordringbare' oevers, zoals een brede rietoever of een 'harde' beschoeiing, leidt tot minder schuilmogelijkheden en lagere kreeftendichtheden;
- **Watertemperatuur:** de hoeveelheid rivierkreeften lijkt positief gecorreleerd aan de watertemperatuur. De vraag hierbij is echter in hoeverre er sprake is van een daadwerkelijk *dichtheidseffect*, of een *activiteitseffect*. Met andere woorden, neemt de dichtheid van rivierkreeften daadwerkelijk toe met een toename in watertemperatuur, of neemt de activiteit en daarmee de vangbaarheid van rivierkreeften toe met een toename in watertemperatuur.

Onderzochte factoren die, tegen de verwachtingen in, volgens dit onderzoek geen of weinig invloed hebben op kreeftendichtheden zijn (a) doorzicht en (b) prederende macrofauna. Heldere, relatief voedselarme watersystemen met veel zichtjagers en waterplanten worden doorgaans robuuster geacht dan troebele, relatief voedselrijke systemen. Uit het onderzoek bleek echter geen duidelijk verband tussen rivierkreeftendichtheid enerzijds, en doorzicht en prederende macrofauna anderzijds. De rivierkreeften kwamen met lage en hoge dichtheden voor in zowel heldere en plantenrijke watersystemen als in troebele en algenrijke watersystemen.

Voor de volgende factoren is niet duidelijk geworden of ze wel of niet van invloed zijn op kreeftendichtheid: nutriëntenhuishouding, biomassa van prederende vissoorten, prederende zoogdieren, prederende vogels, baggerbeheer en oeverbeheer.



Figuur 3.3.2. Voorbeeld van een scatterplot met regressielijnen (rode lijnen) die een draagkrachteffect laten zien (Cusell et al., 2020). Hoge kreeftendichtheden komen alleen voor als er goede schuilmogelijkheden zijn, maar goede schuilmogelijkheden leiden niet per definitie tot hoge kreeftendichtheden.

Figure 3.3.2. Example of a scatter plot with regression lines (red lines) showing a carrying capacity effect (Cusell et al., 2020). High densities of crayfish only occur if there are good hiding places, but good hiding places do not necessarily lead to high densities of crayfish.

3.4 Vertaling naar een handelingsperspectief

Op basis van de resultaten van dit onderzoek en bestaande literatuur blijkt dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een r-strategie is met een hoge reproductie- en groeisnelheid, die kan voorkomen bij een brede milieurange voor veel potentiële stuurfactoren. Het is dan ook lastig om de verspreiding van rode Amerikaanse rivierkreeft in Nederland tegen te gaan. Veengebieden die veelal venige bodems bevatten, behoorlijk goed gebufferd zijn (met betrekking tot de pH) en in veel gevallen voldoende zuurstof in het oppervlaktewater bevatten, zijn geschikte leefgebieden voor de rode Amerikaanse rivierkreeft, ook als er veel submerse vegetatie in de watersystemen staat. De oplopende watertemperaturen als gevolg van klimaatverandering helpen daar ook niet bij.

Alhoewel het waargenomen draagkrachteffect van de externe P-belasting zwak is, waarbij de maximale kreeftendichtheid enigszins hoger lijkt te zijn als de externe P-belasting hoger is, biedt deze stuurfactor een potentieel interessant handelingsperspectief. Het verlagen van de externe P-belasting is in veel watersystemen immers ook om andere redenen interessant voor natuur- en waterkwaliteitsdoelen. Vooral nog is het verband met de dichtheid aan rode Amerikaanse rivierkreeften echter nog onzeker. Hier is echt aanvullend onderzoek gewenst.

Ook de aanwezigheid van brede rietoevers lijkt een stuurfactor die perspectief heeft voor natuur- en waterbeheerders. Vaak zijn rietoevers gerelateerd aan natuurvriendelijke oevers (NVO's), die ontworpen zijn om een positief effect te hebben op de waterkwaliteit en de fauna in het systeem. De verwachting is dat de aanwezigheid van brede rietoevers een negatief effect heeft op de kreeftendichtheid, omdat het de vergraafbaarheid van de bodem vermindert.

De potentiële stuurfactoren met betrekking tot lage zuurstofconcentraties bieden weinig handelingsperspectief. Alhoewel rode Amerikaanse rivierkreeften niet goed tegen lage

zuurstofconcentraties lijken te kunnen, geldt dat het geen perspectief biedt omdat het voor water- en natuurbeheerders niet wenselijk is om op zuurstofloze condities te sturen. Dit heeft namelijk allerlei potentieel negatieve effecten voor de kwaliteit van het watersysteem. Ook veel andere organismen hebben namelijk te lijden onder lage zuurstofconcentraties. De kans bestaat dat door te sturen op zuurstofarme condities het systeem een *reset* krijgt, waarna het voor de hand ligt dat rivierkreeften vervolgens opnieuw in staat zijn het systeem te koloniseren, terwijl andere organismen minder snel herstellen.

3.5 Conclusies

Uit het correlatief rivierkreeftenonderzoek is een aantal potentiële stuurfactoren naar voren gekomen. Dit betrof:

- zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater, waarbij een (tijdelijk) lage zuurstofbeschikbaarheid in het oppervlaktewater correleerde met een lager aantal rivierkreeften;
- externe P-belasting, waarbij de rivierkreeftdichtheid enigszins hoger is als de externe P-belasting hoger is;
- het aantal schuilmogelijkheden, waarbij substraat, slibdikte, de aanwezigheid van rietoevers of een 'harde' beschoeiing en bedekking met submerse vegetatie invloed hebben op de rivierkreeftendichtheid. Substraat, slibdikte en bedekking met waterplanten correleren positief met de rivierkreeftendichtheid. De aanwezigheid van rietoevers of een 'harde' beschoeiing correleert negatief.

In alle gevallen was er voornamelijk sprake van draagkrachteffecten, waarbij een hogere waarde voor de stuurfactor leidt tot een hogere maximale rivierkreeftendichtheid. In veel gevallen lijkt het zo te zijn dat er niet één stuurfactor is die leidend is, maar een combinatie van meerdere stuurfactoren. Nader onderzoek is nodig om meer grip te krijgen op de (combinatie van) stuurfactoren die de rivierkreeftendichtheid beïnvloeden.

Factoren die tegen de verwachting in volgens het onderzoek geen of weinig invloed hebben op de rivierkreeftendichtheden zijn doorzicht en prederende macrofauna. Daarnaast is voor verschillende factoren niet duidelijk geworden of ze wel of niet van invloed zijn op de rivierkreeftendichtheid. Dit gaat om nutriëntenhuishouding, biomassa van prederende vissen, prederende zoogdieren, prederende vogels, baggerbeheer en oeverbeheer.

4. Bepaling van de kritische kreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan overleven

4.1 Samenvatting

Eén van de verwachte oorzaken voor de afname in kwaliteit en oppervlakte van gezonde, dichte krabbenscheervegetaties (die op termijn kunnen leiden tot trilveenverlanding) is vraat en verknipping door de rode Amerikaanse rivierkreeft. In dit onderzoek is onderzocht in welke mate rode Amerikaanse rivierkreeften de groei en overleving van krabbenscheer beïnvloeden, en in hoeverre er hierdoor sprake kan zijn van het belemmeren van de verlanding tot trilveen.

Het uitgevoerde onderzoek bestaat uit twee onderdelen: (a) een veldlabexperiment waarin krabbenscheer en rivierkreeften in mesokosmosen (grote plastic bakken van circa 65 liter) zijn geplaatst om te onderzoeken in hoeverre de uitheemse rivierkreeften krabbenscheer eten en verknippen, en (b) een modelstudie in het waterkwaliteitsmodel PCDitch om te onderzoeken bij welke rivierkreeftdichtheden krabbenscheer kan overleven, en welke factoren invloed hebben op de overleving van krabbenscheer.

Het veldlabexperiment toonde aan dat krabbenscheer verknipt en gegeten wordt door rode Amerikaanse rivierkreeften. Zowel drijvend als ondergedoken krabbenscheer werd verknipt en gegeten, en bij drijvend krabbenscheer leidde dit tot een significant verschil in plantbiomassa ten opzichte van de controle.

De modelstudie toonde aan dat de maximale rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan voorkomen, verschilt per watersysteem. Dit komt doordat de abiotische condities verschillen per watersysteem. Met name de P-belasting bleek van belang te zijn voor de maximale rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan groeien. Bij optimale condities voor krabbenscheer was de maximale rivierkreeftendichtheid ongeveer 1 individu per vierkante meter wateroppervlak.

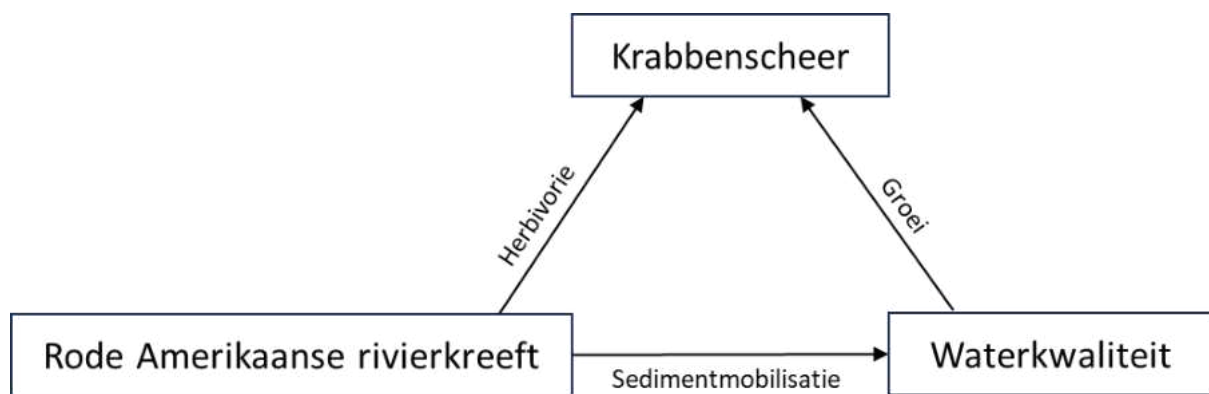
Daarnaast bleek uit de modelstudie dat maatregelen voor het verlagen van de rivierkreeftendruk alleen effectief zijn wanneer deze langdurig en met hoge intensiteit worden uitgevoerd. Wanneer in het model het gesimuleerde wegvangen van rivierkreeften werd stopgezet, herstelde de rivierkreeftpopulatie snel van de gesimuleerde ingreep.

De algemene conclusie van het onderzoek luidt dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een sleutelrol kan vervullen bij het verdwijnen van krabbenscheervegetaties in het laagveengebied. Dit kan in potentie grote gevolgen hebben voor de krabbenscheerverlanding tot trilveen.

4.2 Inleiding

Loeb et al. (2016) hebben aangetoond dat de mesotrofe verlanding, en daarmee de ontwikkeling van nieuw trilveen, niet alleen geremd kan worden door ongeschikte abiotische condities, maar ook door rivierkreeften- en ganzenvraat en/of door de afwezigheid van biobouwers. Van uitheemse rivierkreeften, en dan met name de rode Amerikaanse rivierkreeft, wordt verwacht dat de invloed op de verlanding groot kan zijn. Zo verdween in een experiment van Loeb et al. (2016) alle

krabbenscheer uit een enclosure door vraat en verknipping door de rode Amerikaanse rivierkreeft. Daarnaast kan de aanwezigheid van uitheemse rivierkreeften de vestiging van krabbenscheer voorkomen, ook als de habitatcondities op orde zijn (Van der Wal et al., 2013; Loeb et al., 2016). De rode Amerikaanse rivierkreeft kan de vestiging en groei van krabbenscheer, maar ook van waterplanten in het algemeen, in potentie op twee manier beïnvloeden. Enerzijds door het graafgedrag van rode Amerikaanse rivierkreeften en anderzijds door herbivorie en verknipping (Figuur 4.2.1). Door het graafgedrag wordt sediment gemobiliseerd (Angeler et al., 2001; Van der Wal et al., 2013). Dit vergroot de nutriëntbeschikbaarheid en vertroebelt het water, wat de groeiomstandigheden van krabbenscheer negatief beïnvloedt. Verknipping en herbivorie hebben een directe, negatieve invloed op de plantenbiomassa (Feminella & Resh, 1989; Rodríguez et al., 2005; Lemmers et al., 2018;).



Figuur 4.2.1. De relaties tussen de rode Amerikaanse rivierkreeft, abiotische waterkwaliteitscondities en krabbenscheer, die in het onderzoek zijn onderzocht. De rode Amerikaanse rivierkreeft heeft een directe invloed op de biomassa van krabbenscheer door herbivorie, en indirect via sedimentmobilisatie. Dit laatste proces beïnvloedt de waterkwaliteit (zowel de lichtdoorlatendheid/troebelheid als de nutriëntbeschikbaarheid), wat invloed heeft op de groei van krabbenscheer.

Figure 4.2.1. Relations between the red swamp crayfish, abiotic conditions concerning water quality and water soldier that are investigated in this research. The red swamp crayfish directly affects the biomass of water soldier by herbivory, and indirectly via sediment mobilization. The latter process affects water quality (both turbidity and nutrient availability), which in turn influences growth of water soldier.

Hoewel er verschillende aanwijzingen zijn dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een negatief effect heeft op krabbenscheerpopulaties, en daarmee invloed kan hebben op de mesotrofe verlanding tot trilveen, is dit vooralsnog niet (goed) onderzocht. Doel van dit onderzoek was daarom om (a) inzicht te krijgen in de directe en indirecte effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op de biomassa van krabbenscheer, (b) inzicht te krijgen in de maximale dichtheid (kritische dichtheid) van rode Amerikaanse rivierkreeften waarbij krabbenscheer kan overleven en (c) grip te krijgen op de effectiviteit van het wegvangen van rivierkreeften op het herstel van krabbenscheervegetaties.

Hieronder worden de belangrijkste zaken wat betreft de methode, resultaten en discussie beschreven. Voor de volledige rapportage inclusief (technische) bijlages wordt verwezen naar Kanters (2019).

4.3 Onderzoeksmethode

Om te onderzoeken in hoeverre de rode Amerikaanse rivierkreeft een (sleutel)rol speelt bij de afwezigheid van krabbenscheer, zijn een veldlabexperiment en een modelstudie uitgevoerd. Ten behoeve van de modelstudie is daarnaast ook een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de biotische en abiotische relaties tussen krabbenscheer, de rode Amerikaanse rivierkreeft en de waterkwaliteit.

4.3.1 Veldlabonderzoek

Om te onderzoeken of, en zo ja in welke mate, krabbenscheer verknipt wordt door de rode Amerikaanse rivierkreeft, is een (veldlab)experiment uitgevoerd in het 'Levend Lab' van de Universiteit Leiden. In zestien grote plastic bakken van 65 liter (zogenaamde mesokosmossen) met een wateroppervlak van ca 0,33 m² zijn gedurende een 24-dagen durend experiment vier behandelingen met rivierkreeften en krabbenscheer uitgetest, te weten:

- Vier mesokosmossen met ondergedoken krabbenscheer en één rivierkreeft per mesokosmos;
- Vier mesokosmossen met drijvend krabbenscheer en één rivierkreeft per mesokosmos;
- Vier mesokosmossen met ondergedoken krabbenscheer zonder rivierkreeft;
- Vier mesokosmossen met drijvend krabbenscheer zonder rivierkreeft.

In alle mesokosmossen werden twee krabbenscheerplanten geplaatst. De mesokosmossen werden gevuld met een laag sediment van circa 5 cm (kleiig leem) uit een naastgelegen sloot. Vervolgens werd water uit dezelfde naastgelegen sloot toegevoegd. Om te voorkomen dat de rivierkreeften een overmaat aan krabbenscheer zouden gaan eten, is tevens smalle waterpest toegevoegd. Ook in de mesokosmossen zonder rivierkreeften werd smalle waterpest geplaatst, om de condities van het experiment gelijk te houden.

Daarnaast is in de mesokosmossen met rivierkreeften een kleine buis geplaatst, die aan één zijde was afgesloten. Deze diende als schuilgelegenheid voor de rivierkreeft en kan daarmee stress bij de rivierkreeft voorkomen. Ook de aanwezige sedimentlaag was gunstig voor het voorkomen van stress bij de rivierkreeften, omdat dit ook enige schuilgelegenheid bood. Bovendien kon het detritus in het sediment als (aanvullende) voedselbron dienen.

Op dag 1 en dag 24 van het experiment werden de pH, chlorofyl-a concentratie en troebelheid van het water gemeten. Bij aanvang van het experiment bleek de pH met een waarde van boven de 8 te hoog te zijn voor een optimale groei van krabbenscheer (pH 6 - 8). Om de pH op orde te brengen en te houden, is met enige regelmaat een kleine en van tevoren berekende hoeveelheid zoutzuur (HCl) toegevoegd. Hierdoor werd de pH kunstmatig tussen 6,5 en 7,5 gehouden.

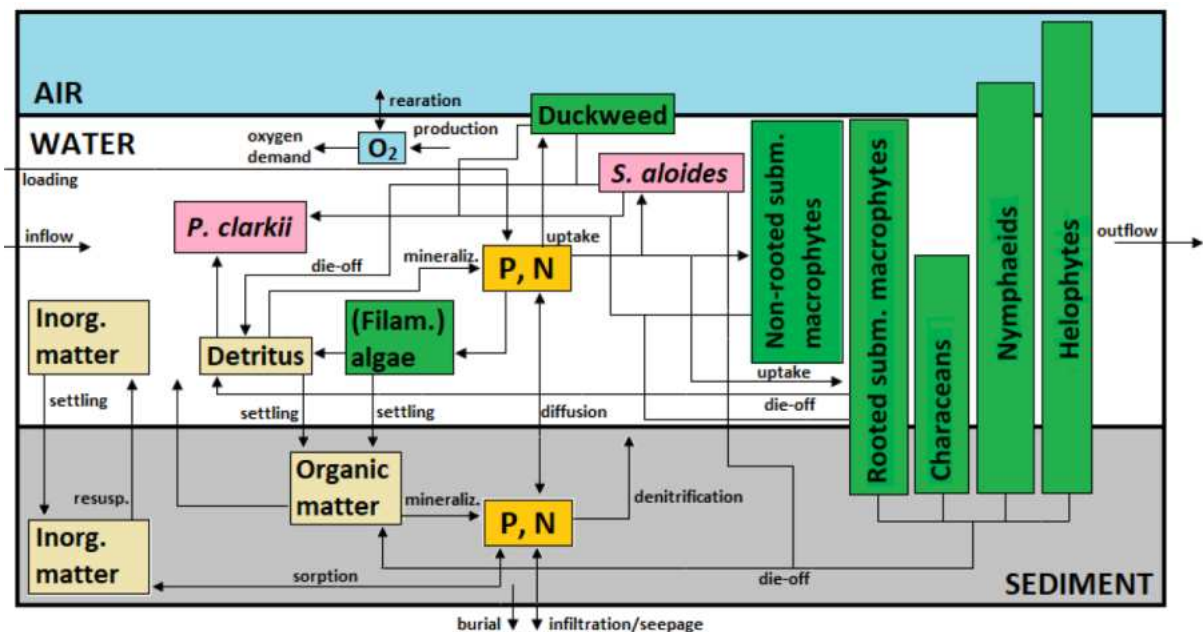
Van de krabbenscheerplanten die in de mesokosmossen zijn geplaatst, werd voorafgaand aan het experiment de biomassa bepaald. Planten die bij aanvang van het experiment nog niet aan het wateroppervlak dreven, werden automatisch toegewezen aan de behandeling 'ondergedoken'; planten die al wel dreven werden aan de behandeling 'drijvend' toegewezen. Aan de krabbenscheerplanten die gedurende het experiment ondergedoken moesten blijven, werd een zak met knickers gehangen om de planten te verzwaren. Ook gedurende het experiment is de biomassa van de krabbenscheerplanten eens per drie à vier dagen bepaald. Daarnaast is de mate van herbivorie en destructie van de planten eens per drie à vier dagen gescoord op basis van een schaal van 0 - 5, waarbij 0 intacte planten indiceert en 5 planten waarvan geen van de bladeren nog intact waren.

Ten slotte zijn ook de lengte en het gewicht van de rivierkreeften voorafgaand aan, (elke drie à vier dagen) tijdens en na afloop van het experiment bepaald.

4.3.2 Modelstudie PCDitch

De modelberekeningen naar de directe en indirecte effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op krabbenscheervegetaties zijn uitgevoerd in het waterkwaliteitsmodel PCDitch (Janse & Van Puijenbroek, 1997). Dit model is ontwikkeld om de effecten van eutrofiëring op de vegetatieontwikkelig in sloten te modelleren, en beschrijft de nutriëntfluxen tussen het sediment, oppervlaktewater en de vegetatie (Janse, 1998). PCDitch bevat zes verschillende plantgroepen, te weten drijvende planten, niet-gewortelde of facultatief wortelende ondergedoken waterplanten, gewortelde ondergedoken waterplanten, kranswieren, drijfbladplanten en helofyten. Deze zes groepen concurreren met elkaar om licht en nutriënten (Janse, 1998; Janse et al., 2018). De verdeling van biomassa tussen plantgroepen is het resultaat van de omgevingscondities in de sloot. Om de directe en indirecte effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op krabbenscheer te modelleren, zijn twee nieuwe modules voor PCDitch geschreven. Dit was nodig omdat (a) in het bestaande model geen groep van waterplanten aanwezig is dat planten beschrijft die een levenscyclus met een drijvende en een ondergedoken fase hebben en (b) in het bestaande model geen diergroep aanwezig is die sediment mobiliseert door graafgedrag en vegetatie verknijpt.

De relaties die zijn beschreven in PCDitch zijn opgenomen in Figuur 4.3.1. Deze Figuur omvat zowel de reeds bestaande fluxen tussen het sediment, het water en de vegetatie, als de nieuw geïmplementeerde relaties tussen de abiotische condities, krabbenscheer (*S. aloides*) en rode Amerikaanse rivierkreeften (*P. clarkii*).



Figuur 4.3.1. Overzicht van de modelstructuur van PCDitch. Nieuw ontwikkelde modules voor het model (krabbenscheer, *S. aloides*; rode Amerikaanse rivierkreeft, *P. clarkii*) zijn weergegeven in roze. Aangepast naar: Janse, 1998.

Figure 4.3.1. Model structure of PCDitch. Newly developed groups (*S. aloides* and *P. clarkii*) are given in pink. Adapted from: Janse, 1998.

4.3.2.1 Populatiedynamiek van krabbenscheer

Om de populatiedynamiek van krabbenscheer te modelleren, is een literatuuronderzoek uitgevoerd naar de abiotische condities waarbij krabbenscheer kan groeien en overleven. Vervolgens zijn de differentiaalvergelijkingen van de sleutelprocessen die de nutriëntfluxen tussen het sediment, het water en de vegetatie beschrijven (Janse, 1998), overgenomen van de reeds bestaande plantgroepen in PCditch. De parameterwaarden van de differentiaalvergelijkingen zijn op basis van het literatuuronderzoek aangepast om de groei van krabbenscheer op een juiste wijze te simuleren. De (op literatuur gebaseerde) aannames die voor deze differentiaalvergelijkingen zijn gemaakt, zijn opgenomen in Bijlage 1.

Naast aanpassingen aan de parameterwaardes, is tevens een aantal differentiaalvergelijkingen aangepast om de populatiedynamiek van krabbenscheer onder bepaalde condities te beschrijven. Hiertoe behoren differentiaalvergelijkingen die overeenkomen met de relatie tussen lichtbeschikbaarheid, fotosynthese en de biomassa van krabbenscheer (Figuur 4.3.2).

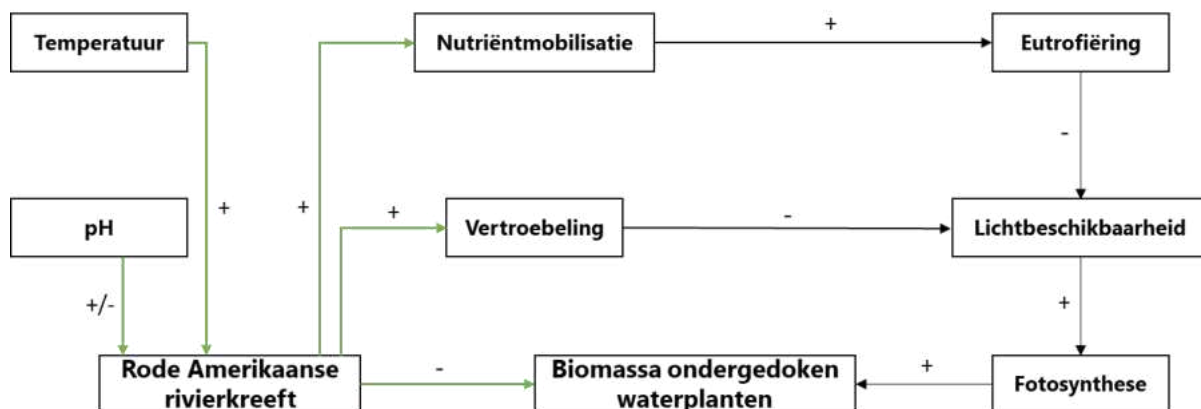
De mate van fotosynthese hangt af van of krabbenscheer drijvend of ondergedoken is; de fotosynthesesnelheid is groter bij drijvende planten dan bij planten die ondergedoken zijn. Het opdrijven van krabbenscheer hangt op haar beurt af van de lichtbeschikbaarheid op de bodem en de watertemperatuur. De emergente en drijvende fractie van krabbenscheer is daarmee afhankelijk van licht op de bodem en de temperatuur van het water. In het model is gesimuleerd dat krabbenscheer opdreef als de temperatuur hoger was dan 10°C en het licht op de bodem groter was dan 1,5 W m⁻². Aan het einde van het groeiseizoen is het naar de bodem zinken van krabbenscheer gesimuleerd, wederom op basis van watertemperatuur. De aanname die voor groei van krabbenscheer gedaan is, is dat krabbenscheer alleen groeit wanneer het zich in een drijvende toestand bevindt (Harpenslager et al., 2015).

Ten slotte is een aantal nieuwe differentiaalvergelijkingen opgesteld om de populatiedynamiek van krabbenscheer te beschrijven (zie Kanters, 2019). Krabbenscheer is gevoelig voor hoge NH₄⁺-concentraties. Daarom zijn de effecten van ammoniumtoxiciteit op de biomassa van krabbenscheer geïntegreerd in PCditch. Hierbij is de ammoniumconcentratie als randvoorwaarde voor groei opgegeven. Bij ammoniumconcentraties lager dan 1,8 mg L⁻¹ is de groei van krabbenscheer niet belemmerd (Roelofs, 1991; Smolders et al., 1996). Bij ammoniumconcentraties tussen 1,8 en 2,7 mg L⁻¹ neemt de groeisnelheid van krabbenscheer af, waarbij aangenomen is dat er sprake is van een lineaire afname in groeisnelheid bij een toename in NH₄⁺-concentratie. Bij concentraties hoger dan 2,7 mg L⁻¹ is aangenomen dat er geen groei van krabbenscheer meer mogelijk is (Roelofs, 1991; Smolders et al., 1996).

In Appendix 2 van Kanters (2019) zijn de aangepaste en nieuwe differentiaalvergelijkingen weergegeven.

Invloed van pH en CO₂

De groei van krabbenscheer wordt ook bepaald door de pH en de concentratie opgelost CO₂. Door de complexe relatie tussen de pH en de hoeveelheid opgelost CO₂ enerzijds, en opgelost CO₂ en de biomassa van krabbenscheer anderzijds, is ervoor gekozen deze relaties niet mee te nemen in de modelstudie. Voor de modelstudie is aangenomen dat zowel de pH als de CO₂ concentratie zich binnen het optimale spectrum voor groei van krabbenscheer bevond.



Figuur 4.3.2. Schematisch overzicht van de relaties tussen de abiotische condities, rode Amerikaanse rivierkreeft en biomassa van krabben-scheer die in PCDitch zijn beschreven. Een deel van de relaties (groene pijlen) is nieuw ingebouwd, andere relaties (zwarte pijlen) bestonden al in het model.

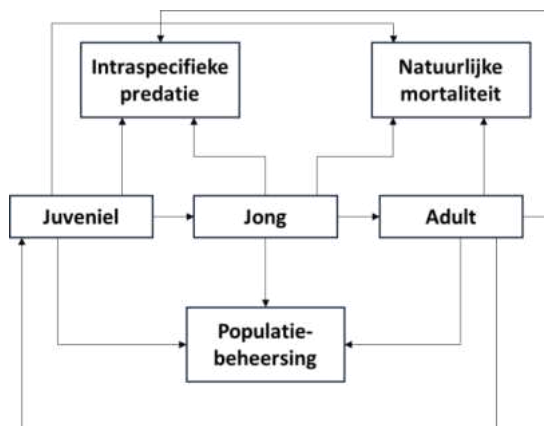
Figure 4.3.2. Schematic overview of the relations between abiotic conditions, red swamp crayfish and the biomass of water soldier that are included in PCDitch. Part of the relations were implemented in PCDitch for this study (green arrows), other relations (black arrows) were already implemented in the model.

4.3.2.2 Populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft

Om de module voor de populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft te kunnen bouwen voor PCDitch, is allereerst een literatuuronderzoek uitgevoerd om inzicht te krijgen in (a) de abiotische condities waaronder rode Amerikaanse rivierkreeften kunnen overleven, en (b) om de populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeften in respons op de abiotische condities goed te kunnen beschrijven.

In de module voor de populatiedynamiek van rivierkreeften zijn drie leeftijdsklassen onderscheiden: juvenielen, jongen en adulten. De differentiaalvergelijkingen voor de populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft zijn nader toegelicht in Kanters (2019). Voor elke leeftijdsklasse zijn er drie mortaliteitstermen opgenomen: (a) natuurlijke mortaliteit, (b) intraspecifieke predatie (kannibalisme) en (c) populatiebeheersing (Figuur 4.3.3). Voor de natuurlijke mortaliteit en de mortaliteit door intraspecifieke predatie geldt dat is aangenomen dat deze relaties dichtheidsafhankelijk zijn, oftewel dat ze toenemen als de dichtheid aan rivierkreeften groter is. In bijlage 1 is dit nader toegelicht. Tot de term natuurlijke mortaliteit behoort ook sterfte door predatie door andere organismen. De mortaliteit door populatiebeheersing kon in het model naar wens worden aan- en uitgezet voor het doorrekenen van natuurlijke situaties (geen populatiebeheersing) en de effecten van het wegvangen van rivierkreeften (wel populatiebeheersing).

Voor het model is aangenomen dat alleen adulten zich reproduceren; zij zorgen voor de aanwas van juvenielen (Figuur 4.3.3). Tot de groep juvenielen behoren individuen met een leeftijd tot 80 dagen. Dit zijn rivierkreeften met een lengte tot circa vijf centimeter. Dergelijke kleine rivierkreeften worden doorgaans niet gevangen met vangtuigen (doordat ze door de mazen van de vangtuigen naar buiten kunnen kruipen). Rivierkreeften ouder dan 80 dagen worden gerekend tot de groep jongen. Hiertoe behoren individuen tot 200 dagen oud. Dit zijn rivierkreeften groter dan vijf centimeter die nog niet reproductief actief zijn. Deze rivierkreeften kunnen wel met de reguliere vangtuigen worden gevangen. Rivierkreeften met een leeftijd vanaf 200 dagen behoren tot de groep adulten. Tot deze groep behoren rivierkreeften die zich kunnen voortplanten. De verschillen tussen de drie leeftijdsgroepen is weergegeven in Tabel 4.3.1.



Figuur 4.3.3. Schematisch overzicht van de gemodelleerde populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft. Juvenielen groeien door tot jongen, die doorgroeien tot adulten. Adulten zijn reproductief actieve individuen die zorgen voor de aanwas van juvenielen. Sterfte kan in het model optreden door intraspecifieke predatie (kannibalisme), populatiebeheersing (wegvangen, introductie van extra predatoren, etc.) en natuurlijke sterfte. Interspecifieke predatie is opgenomen bij de natuurlijke sterfte.

Figure 4.3.3. Modelled population dynamics of the red swamp crayfish. Juveniles matured to young crayfish, which matured to adults. Adults were reproductively active and gave birth to juveniles. Mortality could be caused by intraspecific competition, population control (e.g. trapping of crayfish or introduction of predators) or natural mortality. Interspecific predation was included in the term for natural mortality.

Tabel 4.3.1. Overzicht van de verschillen tussen de drie leeftijdscategorieën die in het model zijn onderscheiden om de populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft te kunnen beschrijven.

Table 4.3.1. Differences between the age classes that are distinguished in the model to describe the population dynamics of the red swamp crayfish.

Leeftijdscategorie	Leeftijd (dagen)	Vangbaar	Reproducerend
Juveniel	< 80	Nee	Nee
Jong	80 - 200	Ja	Nee
Adult	> 200	Ja	Ja

Om de populatiedynamiek van rivierkreeften te beschrijven, zijn verschillende aannames gemaakt voor de reproductie en overleving. In Tabel 4.3.2 zijn de belangrijkste aannames samengevat. Voor een nadere toelichting van de aannames wordt verwezen naar Bijlage 1.

Verskillende studies wijzen erop dat de groei van de rode Amerikaanse rivierkreeft kan worden belemmerd door oligotrofe condities van het watersysteem (Diéguez-Urbeondo et al., 1997). Onder mesotrofe en eutrofe condities is voedselbeschikbaarheid volgens Correia (2003) en Geiger et al. (2005) geen limiterende factor voor groei, omdat rode Amerikaanse rivierkreeften omnivoor zijn. Omdat het overgrote deel van de waterlichamen in Nederland meso- of eutroof is, is dan ook aangenomen dat de populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft niet wordt beïnvloed door voedselbeschikbaarheid.

Tabel 4.3.2. Aannames die op basis van literatuur gedaan zijn om de populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft te beschrijven.

Table 4.3.2. Literature-based assumptions that were made to describe the population dynamics of the red swamp crayfish.

Aspect	Aanname	Toelichting	Referentie
populatiedynamiek			
Start reproductieseizoen	Watertemperatuur $\geq 10^{\circ}\text{C}$	De (reproductieve) activiteit van rivierkreeften neemt af als de watertemperaturen te laag worden.	Ligas, 2008; Loureiro et al., 2015
Ontwikkeltijd juvenielen	Tijdsinterval van paren tot vrijlevend juveniel is 60 dagen	Eieren komen circa zes weken na paren uit, waarna juvenielen nog circa drie weken onder de staart van de moeder blijven. Na circa twee maanden kunnen ze zelfstandig (over)leven.	Huner & Barr, 1991
Aantal juvenielen per vrouwelijk individu per jaar	200	Gemiddeld aantal eieren per vrouwelijk individu is 300 - 500. Hiervan komt circa 50% uit.	Martelloni et al., 2012; Loureiro et al, 2015
Man-vrouwverhouding	1:1	Man-vrouwratio verschilt niet significant van 1:1.	Alcorlo et al., 2008; Ligas, 2008; Jin et al., 2019
Gemiddelde levensduur	15 maanden	Onder natuurlijke omstandigheden is de gemiddelde levensduur 12 - 18 maanden.	Holdich, 2002

Tot slot kan de rode Amerikaanse rivierkreeft relatief grote afstanden over land afleggen, en daarmee migreren tussen waterlichamen (Roessink et al., 2009; Loureiro et al., 2015). Echter, de invloed die migratie heeft op de totale populatiegrootte is gering (Janssen & Kampen, 2020). Daarom is voor het model aangenomen dat er geen sprake is van migratie.

Validatie van het rivierkreeftenpopulatiemodel

Het rivierkreeftenpopulatiemodel is gekalibreerd en gevalideerd met vangstgegevens uit de Distelvinkplas in de Molenpolder, de Molenpolder als geheel en polder Berkenwoude. Het model functioneert goed voor deze systemen. Vooralsnog is de wetenschappelijke basis van het rivierkreeftenpopulatiemodel echter beperkt. Idealiter wordt het model voor meer systemen gevalideerd, om zo tot een breed geaccepteerd en nauwkeurig model te komen. Door het model in projecten toe te passen, kan het steeds verder worden doorontwikkeld en wordt het model nauwkeuriger en betrouwbaarder.

4.3.2.3 Simuleren van de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op krabbenscheer

Om de directe en indirecte effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op krabbenscheervegetaties te simuleren in PCDitch, was het nodig de modules voor de populatiedynamiek van rode Amerikaanse rivierkreeften en krabbenscheer aan elkaar te koppelen.

Hiervoor zijn verschillende aannames gemaakt voor (a) de snelheid waarmee krabbenscheer wordt verknipt (en geconsumeerd) door rode Amerikaanse rivierkreeften, (b) de mate waarin rivierkreeften gedurende het jaar graafgedrag vertonen, (c) de mate waarin het graafgedrag van rivierkreeften leidt tot een toename in de vertroebeling van het water en (d) de mate waarin het graafgedrag van rivierkreeften leidt tot nutriëntmobilisatie.

De snelheid waarmee krabbenscheer wordt verknipt is gebaseerd op de resultaten van het veldlabexperiment van voorliggende studie. Daarnaast is aangenomen dat de snelheid van verknippen lager is bij juvenielen dan bij jongen en volwassenen, doordat juvenielen de voorkeur geven aan dierlijk voedsel (Correia, 2003; Geiger et al., 2005).

Voor graafgedrag is aangenomen dat dit afhankelijk is van de mate van stress die wordt ervaren, en van reproductie. Factoren die stress veroorzaken, en rivierkreeften daarmee aanzetten tot graafgedrag zijn temperatuur en predatie (Correia & Ferreira, 1995; Angeler et al., 2001; Barbaresi et al., 2004;). In de winter verblijven rode Amerikaanse rivierkreeften in holen om stress door temperatuur te beperken (Correia & Ferreira, 1995; Barbaresi et al., 2004). Predatiedruk leidt tot graafgedrag doordat de overlevingskans van rivierkreeften toeneemt wanneer ze zich kunnen verschuilen (Correia & Ferreira, 1995; Barbaresi et al., 2004). In het model is aangenomen dat het graafgedrag als gevolg van temperatuurstress alleen optreedt in de winter. Graafgedrag als gevolg van predatiedruk treedt in het model jaarrond op. Voor reproductie geldt, dat is aangenomen dat dit met name plaatsvindt in de nazomer en het najaar. Aangenomen is dat de vrouwelijke individuen zich ingraven wanneer bevruchting heeft plaatsgevonden.

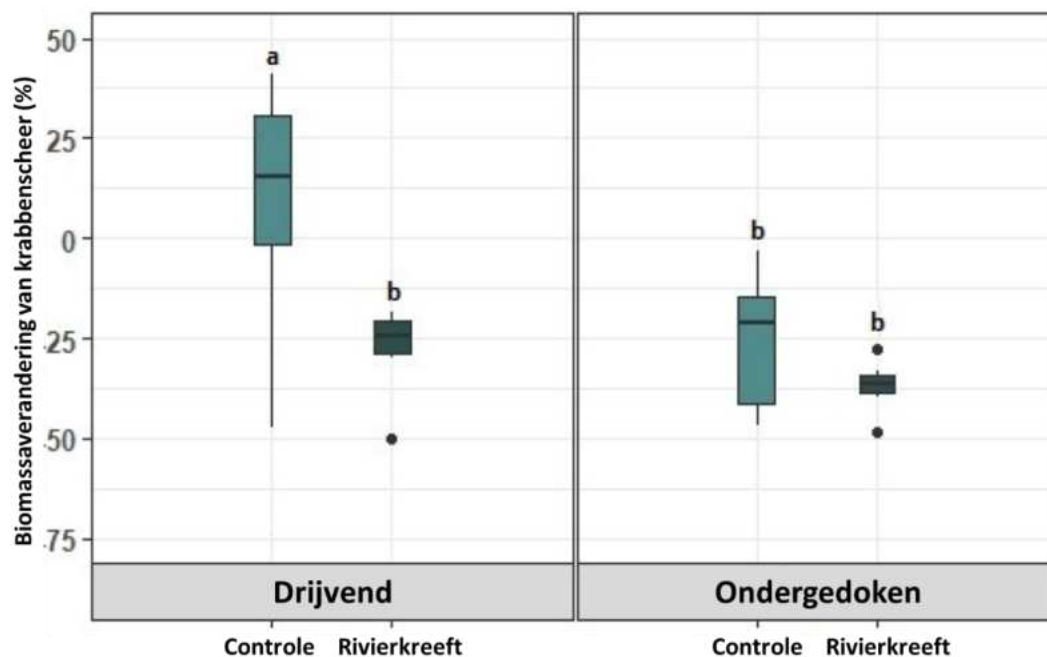
Verder is aangenomen dat de graafbewegingen van de rivierkreeften leiden tot mobilisatie van sediment. De sedimentmobilisatie leidt vervolgens tot vertroebeling van het water en mobilisatie van nutriënten. De mate van vertroebeling en nutriëntmobilisatie is afhankelijk van de hoeveelheid sediment die is gemobiliseerd.

De differentiaalvergelijkingen die volgen uit bovenstaande aannames zijn nader toegelicht in Kanters (2019).

4.4 Resultaten en discussie

4.4.1 Verknipping van krabbenscheer door de rode Amerikaanse rivierkreeft

De biomassaverandering van krabbenscheer in het 24 dagen durende veldlabexperiment is weergegeven in Figuur 4.4.1 en Tabel 4.4.1. Gedurende het experiment nam de biomassa van drijvend krabbenscheer in de controlegroep (zonder rivierkreeft) toe. In de drie andere behandelingen nam het gewicht van de krabbenscheer af, ook in de behandeling 'ondergedoken krabbenscheer zonder rivierkreeft'.



Figuur 4.4.1. Biomassaverandering (%) van krabbenscheer in de vier behandelingen (drijvend - controle, drijvend - rivierkreeft, ondergedoken - controle, ondergedoken - rivierkreeft). Verschillende letters indiceren significante verschillen tussen groepen.

Figure 4.4.1. Biomass change (%) of water soldier in the four different treatments (buoyant - control, buoyant - crayfish, submerged - control, submerged - crayfish). Letters indicate significant differences across treatments.

Het verschil tussen de controlegroep met drijvend krabbenscheer en de andere drie behandelingen is significant (zie Kanters, 2019), terwijl de verschillen tussen de andere drie groepen niet significant zijn. Het verschil tussen de behandelingen met drijvend krabbenscheer wijst erop dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een significant negatief effect heeft op de krabbenscheerbiomassa wanneer de planten drijven. Dit wordt ondersteund door het feit dat de krabbenscheerbladeren veel tekenen van verknipping vertoonden (Figuur 4.4.2).

Dat er tussen de andere drie behandelingen geen significante verschillen zijn, is mede te wijten aan een grote variatie in de afname van het gewicht van krabbenscheer in de behandeling met ondergedoken planten waaraan geen rivierkreeften zijn toegevoegd. Het feit dat in die behandeling

een afname is waargenomen in het gewicht van krabbenscheer is vermoedelijk te wijten aan het feit dat de planten actief ondergedoken werden gehouden met knickers. Krabbenscheer heeft een hoge lichtintensiteit nodig om te kunnen groeien, en groeit daardoor doorgaans alleen wanneer het aan het wateroppervlak drijft (Harpenslager et al., 2015). Het is hierdoor aannemelijk dat het actief ondergedoken houden van de plant invloed heeft gehad op de mate van fotosynthese, terwijl de respiratie vermoedelijk wel hoog bleef, en daarmee heeft geleid tot een afname in biomassa. Dat de verschillen in de twee behandelingen met ondergedoken krabbenscheer niet significant zijn, betekent niet dat er geen sprake was van verknipping van de krabbenscheerplant in de behandeling met rivierkreeften: daar was ook bij de ondergedoken planten namelijk wel degelijk sprake van (Tabel 4.4.1). De conclusie luidt dan ook dat de bladeren van zowel ondergedoken als drijvend krabbenscheer worden verknipt door rivierkreeften.

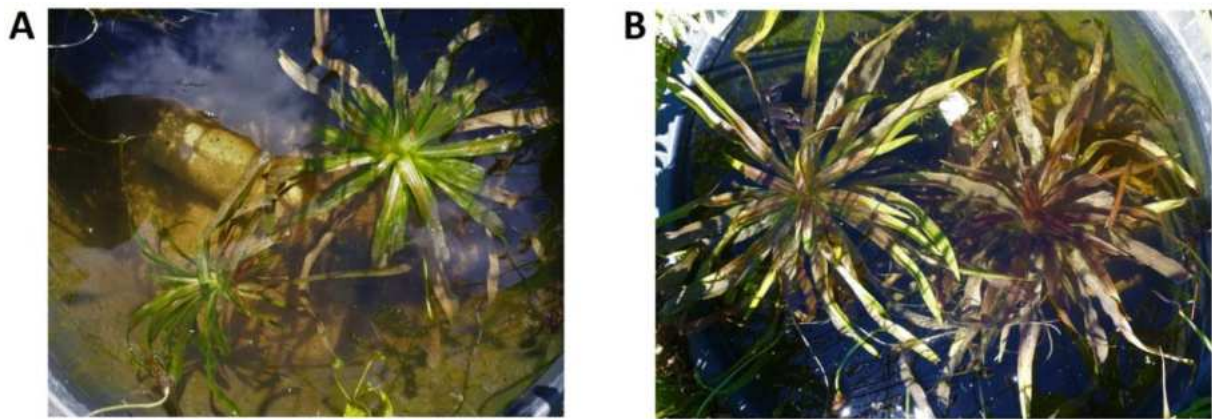
Gedurende het experiment bleek tevens dat een deel van de drijvende krabbenscheerplanten waarvan een groot deel van de bladeren afgeknipt waren, naar de bodem van de mesokosmos zakten. Vermoedelijk komt dit doordat de planten hun drijfvermogen verloren door de afgeknipte bladeren. Omdat krabbenscheer onder water niet of nauwelijks groeit (Harpenslager et al., 2015), kan dit er in veldsituaties naar verwachting toe leiden dat krabbenscheerpopulaties verloren gaan, met name als de krabbenscheer in het navolgende voorjaar niet meer in staat is om op te drijven.

Tot slot bleek dat de rivierkreeften ook de (fragiele) wortels van krabbenscheer verknippen. Krabbenscheer haalt haar benodigde nutriënten met name uit de bodem (Smolders et al., 2019). Hoewel de wortels weer snel aangroeiden na verknipping, kost hergroei van de wortels de plant energie, terwijl het de benodigde energie op dat moment niet uit de bodem kan halen. Ook dit heeft naar verwachting een negatief effect op het gewicht (en de vitaliteit) van de plant.

Tabel 4.4.1. Klasse bladdestructie (0 = alle bladeren intact; 1 = 1 - 20% van de bladeren verknipt, 2 = 21 - 40% van de bladeren verknipt; 3 = 41 - 60% van de bladeren verknipt; 4 = 61 - 80% van de bladeren verknipt; 5 = 81 - 100% van de bladeren verknipt) en percentuele gewichtsverandering van krabbenscheer aan het einde van het experiment. De codes van de behandelingen zijn: O - Kr = ondergedoken - rivierkreeft; D - Kr = drijvend - rivierkreeft; O - Co = ondergedoken - controle; D - Co = drijvend - controle.

Table 4.4.1. Leaf destruction class (0 = all leaves intact; 1 = 1 - 20% of leaves cut; 2 = 21 - 40% of leaves cut; 3 = 41 - 60% of leaves cut; 4 = 61 - 80% of leaves cut; 5 = 81 - 100% of leaves cut) and percentual difference in weight of water soldier at the end of the experiment. Treatment codes are: O - Kr = submerged - crayfish; D - Kr = buoyant - crayfish; O - Co = submerged - control; D - Co = buoyant - control.

	Plant 1			Plant 2	
	Behandeling	Klasse blad-destructie	Gewichtsverandering (%)	Klasse blad-destructie	Gewichtsverandering (%)
Mesokosmos 1	O - Kr	3	- 34,8	2	- 33,0
Mesokosmos 2	O - Kr	4	- 38,2	4	- 39,6
Mesokosmos 3	O - Kr	4	- 35,7	3	- 27,7
Mesokosmos 4	O - Kr	4	- 36,8	3	- 48,3
Mesokosmos 5	D - Kr	5	- 18,40	5	- 24,4
Mesokosmos 6	D - Kr	3	- 50,2	3	- 19,0
Mesokosmos 7	D - Kr	3	- 27,4	5	- 84,4
Mesokosmos 8	D - Kr	3	- 22,5	4	- 29,6
Mesokosmos 9	O - Co	n.v.t.	- 3,2	n.v.t.	- 44,6
Mesokosmos 10	O - Co	n.v.t.	- 17,4	n.v.t.	- 46,6
Mesokosmos 11	O - Co	n.v.t.	- 19,8	n.v.t.	- 22,9
Mesokosmos 12	O - Co	n.v.t.	- 40,0	n.v.t.	- 5,8
Mesokosmos 13	D - Co	n.v.t.	+ 33,0	n.v.t.	- 47,5
Mesokosmos 14	D - Co	n.v.t.	+ 13,0	n.v.t.	- 4,4
Mesokosmos 15	D - Co	n.v.t.	+ 29,6	n.v.t.	+ 16,2
Mesokosmos 16	D - Co	n.v.t.	+ 14,6	n.v.t.	+ 41,1



Figuur 4.4.2. Drijvende krabbenscheerplanten in het mesokosmos experiment, waarbij in mesokosmos A wel een rivierkreeft aanwezig was, en in mesokosmos B niet. Het verschil is te zien aan de bladeren, die in mesokosmos A verknipt zijn, en in mesokosmos B intact.

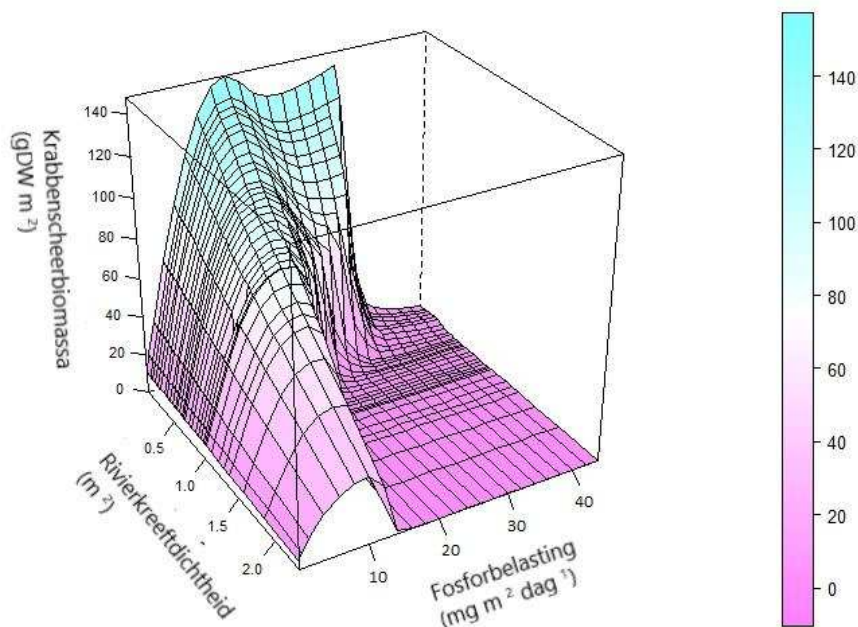
Figure 4.4.2. Buoyant individuals of water soldier grown in presence (A) and in absence (B) of a red swamp crayfish. In A, leaves are cut, while in B leaves are intact.

Omgerekend was de rivierkreeftendichtheid in het mesokosmos experiment circa drie rivierkreeften per vierkante meter. In Nederland ligt de rivierkreeftendichtheid doorgaans tussen één en drie individuen per vierkante meter (Van Emmerik, 2010; Lemmers, 2018). Wanneer de dichtheid aan rivierkreeften lager is dan drie individuen per vierkante meter, dan ligt het voor de hand dat de mate van verknipping lager is dan in het mesokosmos experiment. Het experiment heeft echter wel duidelijk gemaakt, dat krabbenscheer zowel wanneer het ondergedoken als wanneer het drijvend is verknipt wordt door rivierkreeften.

4.4.2 Kritische dichtheid van rode Amerikaanse rivierkreeften waarbij krabbenscheer kan overleven

Uit de uitgevoerde modelstudie blijkt dat nutriëntcondities, waterdiepte en debiet in sterke mate bepalen bij welke rivierkreeftdichtheden krabbenscheer overleeft. In afwezigheid van rivierkreeften komt krabbenscheer onder een behoorlijk brede eutrofierange voor. De soort kan dan ook onder eutrofe condities overleven, mits het water in het voorjaar helder blijft (Królikowska, 1997). De aanwezigheid van rode Amerikaanse rivierkreeften lijkt volgens de modelberekeningen in PC-Ditch die range echter sterk te beperken: de krabbenscheerbiomassa stort in bij een (veel) lagere nutriëntbelasting (Figuur 4.4.3). Of, andersom: hoe hoger de nutriëntbelasting, hoe lager de kritische rivierkreeftendichtheid waarbij de krabbenscheerpopulatie zich kan handhaven.

De rivierkreeftendichtheden waarbij de krabbenscheerpopulatie volgens het model instort, vallen ruim binnen de populatiedichtheden van één tot drie individuen per vierkante meter, waarmee de rode Amerikaanse rivierkreeft doorgaans voorkomt in Nederland (o.a. Van Emmerik, 2010; Janssen & Kampen, 2020).



Figuur 4.4.3. Gemiddelde jaarlijkse biomassa van krabbenscheer bij verschillende rivierkreeftdichtheden en P-belastingen. De aangenomen waterdiepte, de N:P ratio van de belastingen en debiet zijn respectievelijk 0,5 meter, 10 en 30 mm dag⁻¹.

Figure 4.4.3. Average yearly biomass of water soldier under different densities of the red Swamp crayfish and phosphorus loads. The assumed ditch depth, N:P ratio of the loads and flow rate are 0,5 meter, 10 and 30 mm day⁻¹, respectively.

Ook voor waterdiepte geldt dat krabbenscheer bij een brede range van dieptes kan voorkomen. Die maximale diepte is mede afhankelijk van de helderheid van het systeem. Nutriëntrijkere systemen zijn doorgaans troebeler dan nutriëntarme systemen, waardoor krabbenscheer in nutriëntarmere omstandigheden tot een grotere diepte kan voorkomen dan in nutriëntrijke systemen (Sugier et al., 2010). Uit onze modelstudie blijkt dan ook dat diepte in nutriëntrijkere systemen een sterke invloed heeft op de kritische rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan overleven. In ons model nam de maximale rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer overleeft snel af met toenemende diepte. Zo kon krabbenscheer volgens het model in een nutriëntrijk systeem met een diepte van 50 cm nog een forse biomassa hebben bij een rivierkreeftendichtheid van 0,5 individuen per vierkante meter, terwijl krabbenscheer bij diezelfde rivierkreeftendichtheid en nutriëntbelasting niet kon overleven als de waterdiepte 1 m was.

Uit de modelberekeningen in PCDitch blijft dat de maximale rivierkreeftendichtheid waarbij een krabbenscheerpopulatie zich kan handhaven circa één volwassen rivierkreeft (groter dan 5 cm) per vierkante meter wateroppervlak is onder optimale groeiomstandigheden voor krabbenscheer³. In Nederland worden de rivierkreeftdichtheden geschat op één tot drie individuen van groter dan 5 cm per vierkante meter (Van Emmerik, 2010; Lemmers et al., 2018): een dichtheid die dus veelal groter is dan de maximale rivierkreeftendichtheid die volgens onze modellen aanwezig mag zijn in een optimaal functionerende krabbenscheervegetatie.

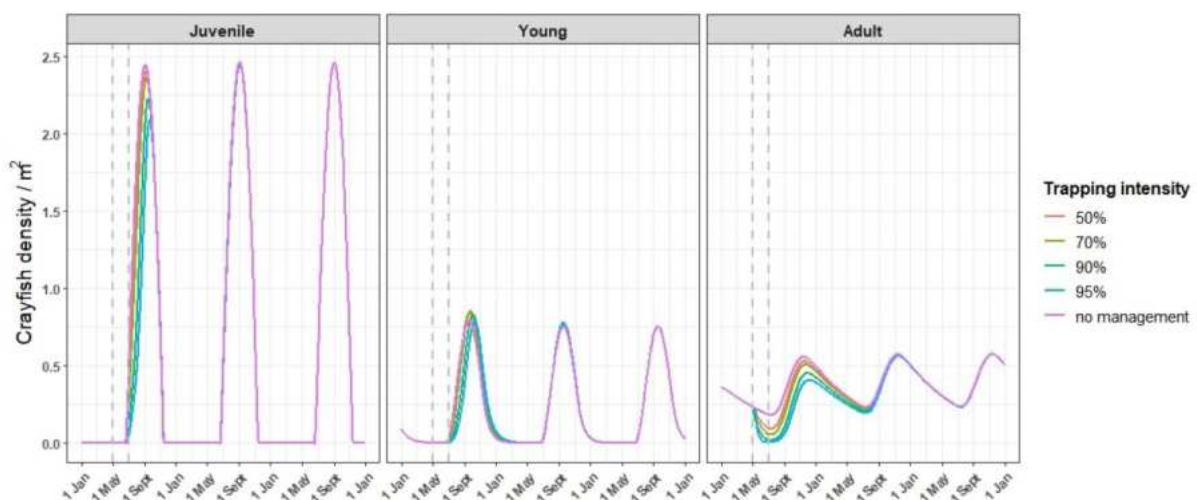
³ De optimale omstandigheden voor krabbenscheer komen overeen met een helder watersysteem bij mesotrofe omstandigheden, ammoniumconcentraties (NH₄⁺) lager dan 50 µmol L⁻¹, een pH tussen 6 en 8, een diepte tot 1,5 m (liever ondieper) en sulfideconcentraties (S) lager dan 5 µmol L⁻¹ (o.a. Smolders et al., 1996; Snyder & Francis, 2016).

Verknipping van krabbenscheer door de rode Amerikaanse rivierkreeft kan dus een belangrijke rol spelen bij het verdwijnen van dichte, drijvende matten met krabbenscheer. Al helemaal als er rekening mee wordt gehouden dat de abiotische condities in werkelijkheid vaak niet optimaal zijn; dan zal de kritische kreeftendichtheid lager zijn dan één rivierkreeft per vierkante meter.

De modelberekeningen geven hiermee dus niet alleen een beeld van de mate waarin rivierkreeften een (negatief) effect kunnen hebben op krabbenscheervegetaties, ze wijzen ook uit dat er niet sprake is van één kritische rivierkreeftendichtheid; deze is afhankelijk van de uitgangscondities van het watersysteem. Voor krabbenscheer, maar vermoedelijk ook voor andere waterplanten, geldt dat sturen op de P-belasting zinvol lijkt in systemen waar tevens rivierkreeften voorkomen, omdat hiermee de kritische rivierkreeftendichtheid omhoog kan worden gebracht. Concreet zal dit voor veel watersystemen in Nederland betekenen dat de P-belasting verlaagd dient te worden. Hierbij dient tevens te worden opgemerkt dat het verlagen van de P-belasting géén effect heeft op de hoeveelheid rivierkreeften in het systeem, maar wel op de robuustheid van het systeem en daarmee op de overleving van krabbenscheer.

4.4.3 Effectiviteit van populatiebeheersing van rode Amerikaanse rivierkreeften

De modelsimulaties in PCDitch naar de effectiviteit van populatiebeheersing laten zien dat het wegvangen van volwassen individuen invloed heeft op de populatiegrootte van juvenielen, jongen en volwassenen (Figuur 4.4.5). Echter, de effectduur van het wegvangen is zeer gering als gevolg van de hoge reproductie. Wanneer gedurende een periode van twee maanden in één jaar zeer intensief volwassen rivierkreeften worden weggevangen, dan is de populatie een jaar later weer (vrijwel) helemaal hersteld.



Figuur 4.4.5. Kwantitatief effect van het wegvangen van volwassen rivierkreeften gedurende één periode van twee maanden in voorjaar gedurende één jaar. De effecten werken door naar de andere leeftijdsklassen (juvenielen, jongen), maar worden door een hoge mate van reproductie snel weer tenietgedaan.

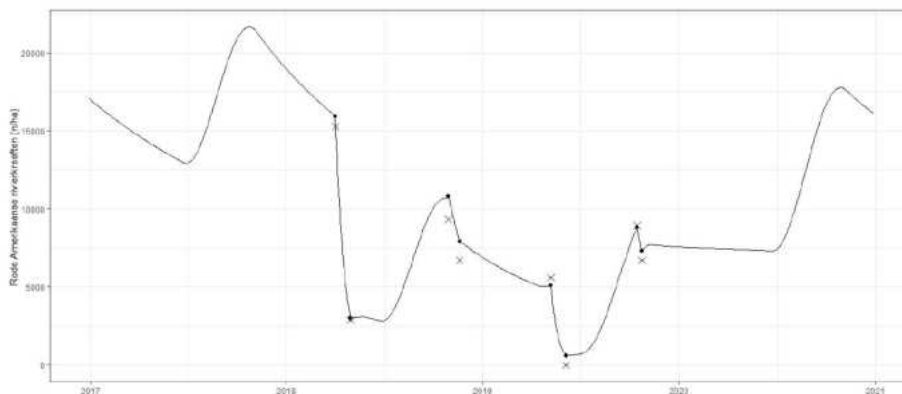
Figure 4.4.5. Quantitative effect of management of adult individuals of the red swamp crayfish on the density of the three age classes of the species during the year, when adults are trapped for one year during a period of two months.

Kalibratie en validatie van het rivierkreeftenpopulatiemodel

Het rivierkreeftenpopulatiemodel is gekalibreerd en gevalideerd met gegevens uit de Distelvinkplas en polder Berkenwoude. Hieronder is ter indicatie de validatie van het model met gegevens uit de Distelvinkplas (onderdeel van de Molenpolder) getoond. In de Distelvinkplas zijn in 2018 en 2019 vier *mark-capture-recapture* schattingen, ook wel MCR-schattingen, uitgevoerd (Janssen & Kampen, 2020). Met deze methode kan worden ingeschat hoe groot een populatie is, waarbij dit zowel vóór als na het wegvangen van kreeften uitgevoerd kan worden.

Het rivierkreeftenpopulatiemodel kan met behulp van de MCR-schattingen worden gevalideerd en gekalibreerd. Het model is gekalibreerd met de schattingen van 2018 en gevalideerd met de schattingen van 2019. De uitkomsten van het gekalibreerde en gevalideerde populatiemodel voor de Distelvinkplas zijn weergegeven in Figuur 4.4.4. Het populatiemodel blijkt een zeer goede fit te hebben met de geschatte populatiedichtheden.

Om te bepalen of het populatiemodel geaccepteerd kan worden, is een maximale afwijking van 50% ten opzichte van de vangsten aangehouden. Deze relatief grote maximale afwijking is aangehouden, omdat ook voor de MCR-schatting een foutmarge geldt. Hierbij geldt dat voor de MCR-schatting een onderschatting van de populatie van circa 10% aannemelijk wordt geacht (Janssen & Kampen, 2020). De afwijkingen van het gekalibreerde en gevalideerde populatiemodel ten opzichte van de bestandsschattingen van de Distelvinkplas is maximaal 18%. Voor polder Berkenwoude geldt dat de afwijking van het model maximaal 37% was (Van Giels et al., 2023). Op basis daarvan is het populatiemodel geaccepteerd.

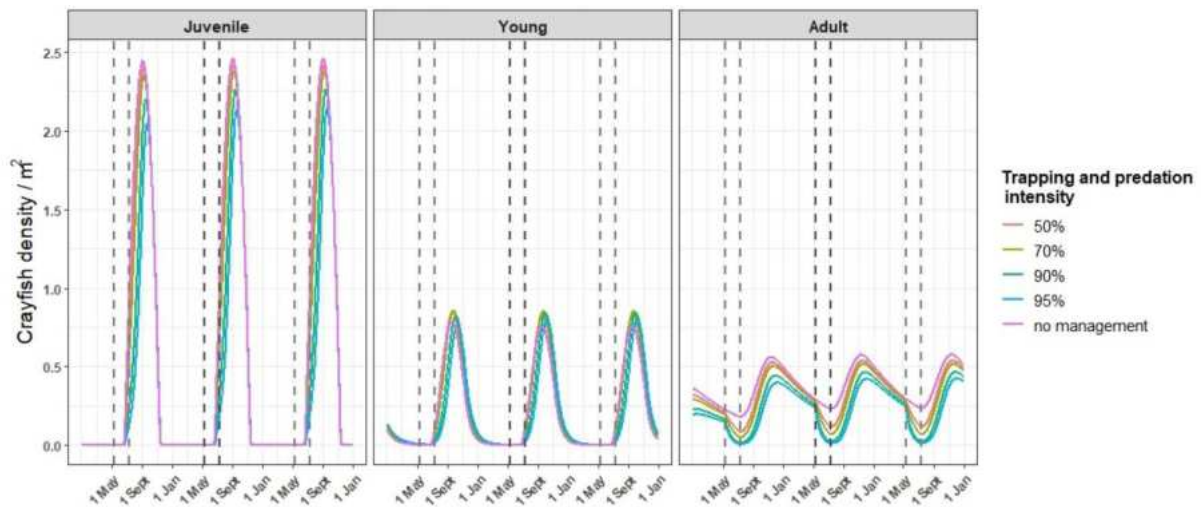


Figuur 4.4.4. Rivierkreeftenpopulatiemodel (zwarte lijn) na kalibratie en validatie met MCR-gegevens (zwarte kruisjes) van de Distelvinkplas. Uit: Nieuwkamer et al., 2020.

Figure 4.4.4. The model for population dynamics of crayfish (black line) after calibration and validation with MCR-data (black crosses) of the Distelvinkplas. Reference: Nieuwkamer et al., 2020.

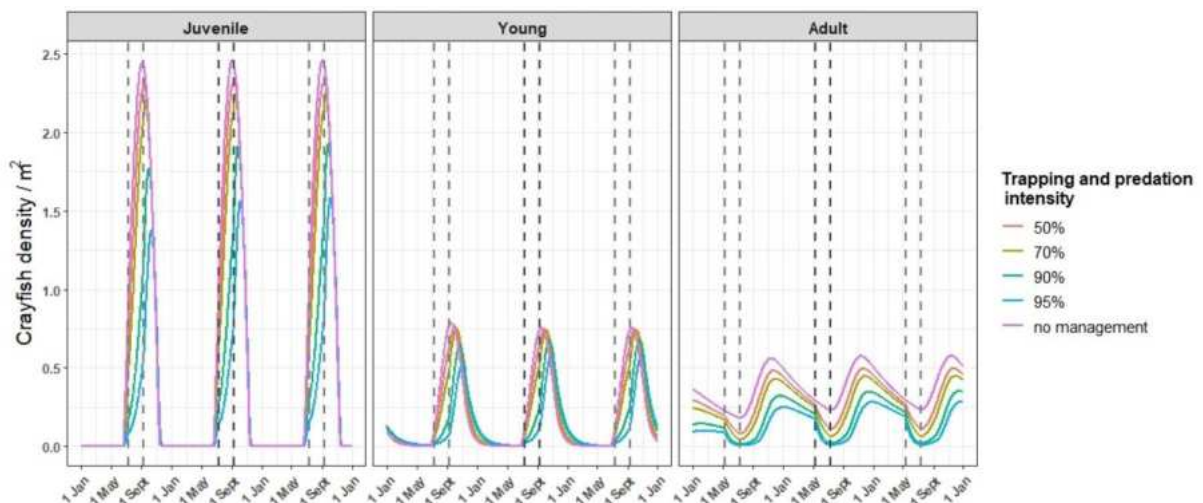
Als langdurig wegvangen wordt gesimuleerd, dan ontstaat een nieuw - kunstmatig - dynamisch evenwicht in de rivierkreeftenpopulatie, waarbij het evenwicht afhangt van de mate van reductie (Figuur 4.4.6). Hoe intensiever de reductie hoe lager de rivierkreeftendichtheid. Hierbij geldt wel dat

de rivierkreeftenpopulatie snel weer teruggaat naar de 'oude', natuurlijke populatiegrootte zodra wordt gestopt met wegvangen. Met andere woorden: het wegvangen van volwassen rivierkreeften leidt, als geen aanvullende maatregelen worden getroffen, volgens het model niet tot een duurzame verlaging van de populatiegrootte.



Figuur 4.4.6. Kwantitatief effect van het wegvangen van volwassen rivierkreeften gedurende één periode van twee maanden in voorjaar over een lange periode van meerdere jaren. De effecten werken door naar de andere leeftijdsklassen (juvenielen, jongen), maar worden door een hoge mate van reproductie snel weer tenietgedaan.

Figure 4.4.6. Quantitative effect of management of adult individuals of the red swamp crayfish on the density of the three age classes of the species during the year, when adults are trapped for multiple years during a period of two months.



Figuur 4.4.7. Kwantitatief effect van het wegvangen van juveniele, jonge en volwassen rivierkreeften gedurende één periode van twee maanden in voorjaar over een lange periode van meerdere jaren.

Figure 4.4.7. Quantitative effect of management of juvenile, young and adult individuals of the red swamp crayfish on the density of the three age classes of the species during the year, when individuals are trapped for multiple years during a period of two months.

Er is daarnaast gespeculeerd over het ontwikkelen van een rivierkreeftenvangtuig waarmee ook juveniele rivierkreeften kunnen worden gevangen. Deze kunnen met de huidige fuiken en korven (nog) niet worden gevangen, omdat de kleine rivierkreeften door de mazen van de fuiken en korven kunnen kruipen. Het idee achter het wegvangen van de juvenielen is dat je dan voorkomt dat de rivierkreeften volwassen worden en op hun beurt voor nakomelingen kunnen zorgen.

Modelsimulaties met het wegvangen van rivierkreeften in alle leeftijdscategorieën laten echter zien, dat het wegvangen van juveniele rivierkreeften niet heel effectief is (Figuur 4.4.7). De dichtheid van juveniele individuen gaat weliswaar fors omlaag, maar dit heeft slechts zeer beperkt effect op de hoeveelheid jonge en volwassen individuen in de populatie. Omdat jonge en volwassen individuen een veel grotere impact hebben op het systeem, lijkt het wegvangen van juveniele individuen niet efficiënt. De oorzaak hiervan is dat de juvenielen sowieso al een zeer grote mate van natuurlijke sterfte hebben. Veel van de juvenielen zullen hierdoor ook zónder wegvangen niet volwassen worden. Door juvenielen te gaan vangen, vergroot je de overlevingskans voor andere juvenielen zelfs, waardoor het effect van het vangen gedeeltelijk teniet wordt gedaan.

Effectiviteit van populatiebeheersing in de Distelvinkplas en Molenpolder

De afgelopen jaren is er een aantal pilots met het wegvangen van rivierkreeften uitgevoerd. Deze pilots zijn (onder andere) uitgevoerd in de Distelvinkplas (Janssen & Kampen, 2020; Ter Heerdt & Rip, 2020), de Molenpolder als geheel (Kampen & Van Giels, 2022; Kampen et al., 2023) en polder Berkenwoude (Van Stijn et al., 2023; Van Giels et al., 2023).

De eerste pilot die werd uitgevoerd was die in de Distelvinkplas. In dit plasje van 0,34 ha zijn in 2018 en 2019 intensief rivierkreeften weggevangen: in het voorjaar van 2018, het najaar van 2018 en het voorjaar van 2019. Bij aanvang van het experiment in 2018 is de rivierkreeftendichtheid geschat op circa 1,5 individuen per vierkante meter (> 7 cm). In totaal zijn er 13.149 rivierkreeften verwijderd gedurende de pilot (Janssen & Kampen, 2020). De geschatte rivierkreeftdichtheden varieerde over tijd als gevolg van het wegvangen en de natuurlijke aanwas van de populatie. Na beëindiging van het experiment in het najaar van 2019 werd de rivierkreeftendichtheid vastgesteld op 0,7 individuen per vierkante meter. Het intensief verwijderen van de rivierkreeften resulteerde in de terugkeer van glanswier (*Nitella* sp.), en in een later stadium is ook gewoon bronmos (*Fontinalis antipyretica*) aangetroffen (Janssen & Kampen, 2019). Vóór de pilot was submerse vegetatie in het geheel afwezig in de Distelvinkplas. In de rest van de Molenpolder, waar geen rivierkreeften zijn weggevangen, bleef de vegetatie in deze periode afwezig. Daarmee werd geconcludeerd dat de terugkeer van de vegetatie het resultaat was van het wegvangen van de rivierkreeften. In 2020, toen gestopt was met het wegvangen van de rivierkreeften, verdween de vegetatie echter weer.

Naar aanleiding van het succesvolle experiment in de Distelvinkplas is besloten om ook in de rest van de Molenpolder intensief rivierkreeften te gaan wegvangen. Dit experiment is in 2021 gestart en is nog steeds gaande. In 2021 is gestart met het westelijke deel van het gebied en sinds 2022 is ook de oostelijke helft van de Molenpolder onderdeel van het experiment (Kampen et al., 2023). In 2021 zijn 288.803 rivierkreeften (209 kg/ha) verwijderd in de westelijke helft van de Molenpolder, in 2022 zijn in deelgebied oost 190.294 rivierkreeften (422 kg/ha) verwijderd en in deelgebied west 404.866 rivierkreeften (301 kg/ha). Omgerekend komt dit voor 2022 neer op ongeveer 10.000 - 14.000 individuen per hectare. Ondanks (a) deze grote aantallen verwijderde rivierkreeften, (b) de lage fosforbelasting in de Molenpolder (Reitsema et al., 2023) en (c) het goede doorzicht, blijft de ontwikkeling van submerse vegetatie vooralsnog beperkt. In 2022 en 2023 is slechts op enkele locaties wat grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*), kranswier (*Chara* spp.) en blaasjeskruid (*Utricularia* spp.) waargenomen. Omdat de vegetatieontwikkeling zo moeizaam op gang komt, is momenteel een aanvullend onderzoek naar de kiemkracht van de zaadbank gaande.

Effectiviteit van populatiebeheersing in polder Berkenwoude

Tussen 2021 en 2023 is een pilot uitgevoerd in polder Berkenwoude, een agrarische veenweidepolder in de Krimpenerwaard (Van Stijn et al., 2023; Van Giels et al., 2023). In 2021 en 2022 is hier zeer intensief weggevangen, en in 2023 is met een beperkte(re) inspanning weggevangen. De rivierkreeftendichtheid werd bij aanvang van het experiment geschat op circa 1,8 rivierkreeften per vierkante meter. Al in het eerste jaar werd een forse reductie behaald, tot ongeveer 0,7 individuen per vierkante meter. Er is toen 2.194 kilogram aan rivierkreeften weggevangen in het pilotgebied van 7,75 ha. Dit resulteerde erin dat de eerste waterplanten al terugkeerden gedurende het wegvangen in het groeiseizoen van 2021, terwijl deze vegetatie voor de pilot al verschillende jaren afwezig was. De vegetatiebedekking nam in 2022 en 2023 verder toe, terwijl de rivierkreeftendichtheid door het wegvangen verder af nam. Tevens nam ook de hoeveelheid kikkers toe gedurende het experiment. Hoewel niet met zekerheid te zeggen valt of er sprake is van een causaal verband, kan de terugkeer van de vegetatie en het verlagen van de predatiedruk van rivierkreeft op kikkervisjes, wel degelijk van invloed zijn op de hoeveelheid kikkers in de polder. De variatie aan waterplanten bleef gedurende de pilot echter (nog) wel beperkt; er is enkel (veel) groot blaasjeskruid en (een klein beetje) kranwier aangetroffen (Van Stijn et al., 2023). Soorten als smalle waterpest en grof hoornblad keerden (nog) niet terug, terwijl deze soorten vroeger wel in het gebied voorkwamen.

4.5 Conclusies

Het mesokosmos experiment heeft uitgewezen dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een significant negatief effect kan hebben op de biomassa van krabbenscheer, doordat rivierkreeften de bladeren (en wortels) van krabbenscheer verknippen. Het verknippen van de bladeren kan er daarnaast voor zorgen dat de krabbenscheerplanten hun drijfvermogen verliezen, waardoor ze naar de bodem zakken. Dit betekent dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een belemmerende factor kan zijn voor het ontstaan van verlandingsvegetaties via drijftilverlanding.

Daarnaast bleek uit de modelstudie in PCDitch dat de mate waarin krabbenscheer kan overleven in aanwezigheid van rivierkreeften, niet alleen afhankelijk is van de rivierkreeftendichtheden, maar ook van de abiotische condities. De P-belasting is hierbij een belangrijke drijvende factor: is de P-belasting te hoog, dan leidt dit ertoe dat de rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan overleven, lager is. Daarnaast heeft waterdiepte een grote invloed. In diepere systemen is de kritische rivierkreeftendichtheid lager dan in ondiepe systemen. Onder voor krabbenscheer optimale abiotische condities lijkt de kritische rivierkreeftendichtheid ongeveer 1 individu per vierkante meter te zijn.

Tot slot bleek uit de modelstudie dat het wegvangen van rivierkreeften een gunstig effect kan hebben op de rivierkreeftenpopulatie op korte termijn. Echter, wanneer geen aanvullende maatregelen worden getroffen, zullen de effecten snel weer verdwijnen wanneer wordt gestopt met wegvangen. Het wegvangen van rivierkreeften alleen, dient dan ook herhaaldelijk te worden uitgevoerd voor herstel van het systeem.

5. Kreeftwerend vermogen van schikdraad

5.1 Samenvatting

Er wordt al decennialang geëxperimenteerd met elektriciteit voor het weren van vis. Dit resulteerde in de vraag of elektriciteit ook ingezet kan worden voor het onaantrekkelijk maken van watergangen en oevers voor rivierkreeften. Om een eerste inzicht te krijgen in de effectiviteit van zwakstroom voor het weren van kreeften, is een bassinexperiment opgezet.

Halverwege de lengte van een bassin - op circa 2 meter - werd een rvs-draad, de kathode (negatieve pool), over de bodem aangebracht. Een anode (positieve pool) werd vlak bij het filterhuis in de waterkolom aangebracht. Gedurende enkele dagen zijn proeven ingezet waarbij 25 rivierkreeften in het bassin zijn geplaatst. Hun gedrag is vervolgens bestudeerd bij wisselende instellingen van spanning, frequentie en arbeidscyclus.

Bij een voltage van 12 volt of hoger reageerden rivierkreeften merkbaar op de elektriciteit. De reactie nam hierbij toe naarmate de spanning werd verhoogd. Net als bij vissen had de anode een aantrekkende werking op rivierkreeften. Wanneer de rivierkreeften de anode naderden, raakten ze veelal verdoofd, waarbij ze op hun rug gingen liggen en bellen begonnen te blazen. Zodra de stroom werd uitgeschakeld kwamen de kreeften snel weer bij. De schikdraad was echter niet onaantrekkelijk genoeg, want er waren nog verscheidene kreeften die de draad wel passeerden.

Uit het experiment is gebleken dat stroomtoevoer effect heeft op het gedrag van rivierkreeften, maar dat rivierkreeften niet effectief genoeg geweerd kunnen worden middels schikdraad. Er kan dus geconcludeerd worden dat het niet haalbaar is om een oeverzone onaantrekkelijk voor kreeften te maken door middel van schikdraad.

5.2 Inleiding

Een mogelijke grootschalige beheermaatregel tegen de negatieve invloed van vraat door rivierkreeften op jonge mesotrofe verlanding is het inzetten van elektriciteit. Er wordt al decennialang geëxperimenteerd met elektriciteit voor het weren van vis. Doorgaans wordt hiervoor gelijkstroom gebruikt met een voltage tussen 150 en 600 Volt (V). Door deze gelijkstroom steeds kort te onderbreken, is het mogelijk om grote efficiënte elektrische velden aan te brengen in het water om zo vis te vangen.

Naar aanleiding van de positieve ervaringen met elektriciteit voor het vangen dan wel weren van vis, is de vraag ontstaan of kwetsbare oevers onaantrekkelijk gemaakt kunnen worden voor rivierkreeften middels elektriciteit. Hierbij moet gedacht worden aan zones met beginnende oeververlanding. Hiertoe is een labexperiment ingericht met als doel om (a) inzicht te krijgen in de mate waarin rode Amerikaanse rivierkreeften reageren op zwakstroom, en (b) daarmee inzicht te krijgen in de mogelijkheden om rivierkreeften lokaal te verjagen door gebruik van zwakstroom.

5.3 Onderzoeksmethode

5.3.1 Onderzoeksopzet

In een loods van ATKB is een bassin opgesteld van 4 x 2 x 0.8 m. Halverwege de lengte werd een rvs-draad, de kathode (negatieve pool), over de bodem aangebracht. De anode (positieve pool) werd vlak bij het filterhuis in de waterkolom aangebracht. De kathode en anode werden aangesloten op een schakelkastje, dat gevoed werd door één, twee of drie 12 V accu's. De output was een gelijkspanning van hetzelfde niveau als de input, die van 1 tot 99% onderbroken kon worden met een frequentie van 20 tot 2.000 Hz.

Om het gedrag van de rivierkreeften te kunnen bestuderen, werden ook enkele camera's opgesteld in het bassin. In Figuur 5.3.1 is de opstelling van het experiment weergegeven.



Figuur 5.3.1. Proefopstelling van het experiment.

Figure 5.3.1. Experimental setup of the experiment.

5.3.1.1 Elektriciteit

Vergelijkbaar met toepassingen van elektriciteit voor vis, is gebruik gemaakt van een gelijkstroom. Hierbij stromen elektronen van de minpool (kathode) naar de pluspool (anode). Dieren mijden de kathode en worden actief aangetrokken tot de anode. Daarom is gebruik gemaakt van de kathode als schrikdraad.

Om de veiligheid te waarborgen en het energieverbruik te minimaliseren, was het nodig een lage spanning te gebruiken gedurende het experiment. Als uitgangspunt is daarom een spanning tussen de 12-36 V gebruikt. Vervolgens is gevarieerd met de frequentie en het percentage van de tijd dat de stroom onderbroken wordt.

Bekend is dat gelijkspanning effectiever als schrikdraad werkt bij viswering wanneer de stroom onderbroken wordt. Het onderbreken geeft een schrikeffect door de snelle opvolgende potentiaal verschillen. Deze wisseling wordt beter opgemerkt dan een constante spanning. Voor visserijdoeleinden wordt doorgaans gewerkt met een frequentie van 100 – 200 Hz. Hoe lager de frequentie hierbij is, hoe groter het schrikeffect doorgaans is. Voor het kreeftenexperiment daarom zijn naast de frequenties van 100 - 200 Hz ook lagere frequenties toegepast (20 - 2.000 Hz).

Daarnaast is het percentage van de tijd dat de stroom onderbroken wordt afgewisseld (arbeidscyclus). Hoe langer de stroom onderbroken wordt, des te lager het vermogen dat nodig is. Een langere onderbreking kan echter effect hebben op het gedrag van de dieren.

5.3.2 Monitoring van het onderzoek

De duur van de experimenten strekte zich uit over enkele dagen. Elk van de experimenten had een duur van maximaal 30 minuten, om ongerief bij de rivierkreeften te minimaliseren. Gedurende elk experiment werden 25 rivierkreeften aan één zijde van de stroomdraad in het bassin geplaatst. De andere kant van het bassin, aan de andere zijde van de stroomdraad, bevatte een opstelling met filterhuis, wat schuilmogelijkheden bood aan de rivierkreeften. Dit zou motiverend kunnen werken voor de rivierkreeften om de draad te passeren.

5.4 Resultaten & Discussie

De rivierkreeften reageerden merkbaar op de elektriciteit bij een spanning vanaf 12 V. Bij 20 V of hoger wordt deze reactie dusdanig dat de kreeften zichtbaar moeite kregen de kathode te passeren. Net als bij vissen bleek de anode een aantrekkende werking te hebben op rivierkreeften. Wanneer de kreeften de anode naderden, raakten ze veelal verdoofd, waarna ze op hun rug gaan liggen en bellen gaan blazen. Zodra de stroom werd uitgeschakeld, kwamen de kreeften ook weer snel bij. Bij een spanning van 36 V was de reactie van de kreeften op het schrikdraad sterker, ook raakten ze sneller verdoofd.

Een lage frequentie (2 Hz) en korte arbeidscyclus (5%) lijkt het meest afschrikwekkend te zijn. Met deze instellingen werd daarnaast ook een minimaal vermogen verbruikt.

Over het algemeen lijken de kreeften in eerste instantie te twijfelen de kathode wel of niet te passeren. Uiteindelijk passeerden één of meerdere rivierkreeften de draad uiteindelijk wel, of liepen ze er omheen (er was een nauwe opening tussen de wand van het bassin en de schrikdraad), zelfs wanneer de rivierkreeften een zichtbare reactie vertoonden.

Uit bovenstaande resultaten blijkt dat de rivierkreeften de stroom waarnemen, maar dat de stroomtoevoer er niet voor zorgt dat rivierkreeften effectief geweerd worden. De rivierkreeften blijven de draad immers passeren wanneer deze onder stroom staat. Ook bleven ze rustig op 20 cm afstand van de schrikdraad zitten. De afschrikwekkende zone lijkt dus niet groot te zijn.

Daar komt bij dat in een veldsituatie het effectieve elektrische veld sterker af zal nemen dan in dit experiment, met name door de relatief hoge geleiding van een waterbodemp in vergelijking met de bodem van het gebruikte bassin. Gezien de grootte van een oeverzone en de matige werking van de

schrikdraad, lijkt het dus niet haalbaar om een oeverzone effectief onaantrekkelijk te maken voor kreeften door middel van schrikdraad.

Wel kan de waarneming dat de anode al bij een geringe spanning een aantrekkende werking heeft en kreeften laat verdoven, perspectief bieden bij het vangen van kreeften.

5.5 Conclusies

Op basis van het experiment kan worden geconcludeerd dat de toepassing van schrikdraad niet resulteert in het onaantrekkelijk genoeg maken van een oever tegen rivierkreeften. Het gebruik van schrikdraad biedt dan ook (vooralsnog) geen perspectief voor het in werking zetten van een vervollexperiment met het weren van rivierkreeften in het veld.

B. Invloed van watervogels op de mesotrofe verlanding

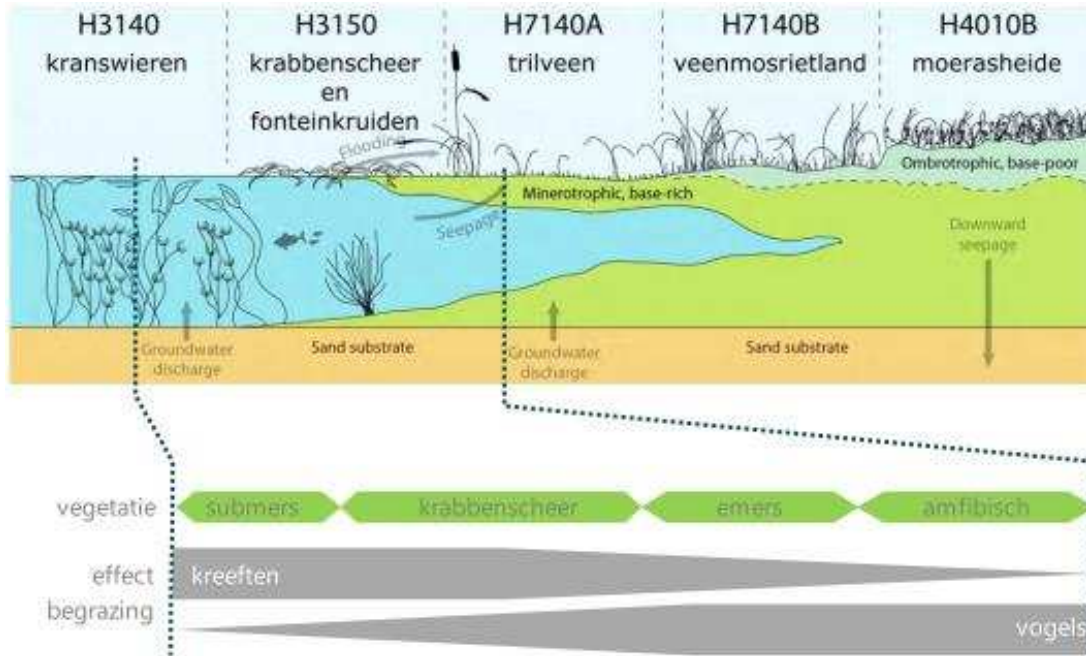
6. Literatuurstudie naar het effect van watervogels op de ontwikkeling van jonge verlanding

Medeauteurs van dit hoofdstuk: Barend de Jong (Witteveen+Bos), Lisa Bovend'aerde (Witteveen+Bos), Jeroen Mandemakers (Witteveen+Bos).

6.1 Inleiding

Om een beter beeld te krijgen van (a) de effecten van vraat op verlanding van laagveenvegetaties en (b) de maatregelen om de negatieve effecten van deze vraat op de mesotrofe verlanding tegen te gaan, is een literatuurstudie uitgevoerd. In hoofdstuk 2 is ingegaan op de effecten van vraat en knipgedrag door uitheemse rivierkreeften, terwijl in het voorliggend hoofdstuk 6 aandacht wordt besteed aan watervogels. Deze soorten kunnen immers ook een effect hebben op de verlanding.

De literatuurstudie is in 2019 als separaat rapport gepubliceerd (De Jong et al., 2019). Dit rapport, met de titel "Bureaustudie naar het effect van uitheemse rivierkreeften, andere grazers en biobouwers op de ontwikkeling van jonge verlanding met een doorkijk naar potentiële maatregelen", is online terug te vinden op www.natuurkennis.nl. In het rapport staan tevens alle relevante Nederlandse en internationale literatuurverwijzingen. Hieronder volgt een samenvatting van het onderdeel over vraat door watervogels (en muskusratten) uit de literatuurstudie⁴.



Figuur 6.2.1. Successiestadia van verlanding, waarbij aangegeven is welke grazers de meeste invloed kunnen hebben op de verlandingsstadia.

Figure 6.2.1. Succession stages of mesotrophic succession and the expected effect of grazing by crayfish and/or other grazers.

⁴ Het onderdeel over vraat door rivierkreeften is opgenomen in hoofdstuk 2.

6.2 Rol van begrazing door watervogels en muskusratten in ontwikkeling van verlandingsvegetatie

Vraat door ganzen, zwanen, meerkoeten en muskusratten kan een effect hebben op de laagveenverlandingsvegetatie. Al de genoemde soorten kunnen zich voeden met biobouwers van de verlandingsvegetatie zoals fonteinkruident, krabbenscheer, zeggen en riet. Muskusratten en ganzen doen zich daarnaast ook te goed aan de meer stevige oeverplanten zoals lisdodde. Het dieet van deze soorten overlapt dus gedeeltelijk met het dieet van de uitheemse rivierkreeften, waarbij de nadruk bij de rivierkreeften ligt op de onderwatervegetaties en dat van vogels en muskusratten op de oevervegetaties (Figuur 6.2.1).

6.2.1 Rol van begrazing door watervogels

Begrazing en betreding

Voorals ganzen krijgen de laatste decennia veel aandacht, omdat ze groot zijn en de meeste schade toebrengen aan oevervegetaties. Er is sprake van 'verganzing'. De ganzenstand voor alle in Nederland voorkomende ganzen is toegenomen in de afgelopen twee decennia, en daarmee ook de schade aan oever- en verlandingsvegetaties. Vraat door ganzen beperkte zich vroeger vooral tot de winter, maar tegenwoordig is ook sprake van zomervraat door de forse toename van de ganzenstand. Overigens grazen niet alle soorten op oever- en verlandingsvegetaties. De kolkans doet dit bijvoorbeeld niet.

Naast ganzen begrazen ook andere watervogels oeverplanten (helofyten) en waterplanten (submers,emers en drijvend). Met name knobbelzwaan, meerkoet en (duik)jeenden kunnen jaarrond een begrazingsdruk uitoefenen op watervegetaties. Naast stengels, wortels en bladeren worden zaden en vruchten gegeten. De begrazingsdruk verschilt per seizoen. Dit is afhankelijk van de populatiedichtheden en de beschikbaarheid en eetbaarheid van de gewenste plantendelen. Boven een kritische graasdruk kan een omslag optreden van een helder en plantenrijk watersysteem naar een troebel en plantenarm systeem, zoals dat mogelijk ook kan optreden bij begrazing door rivierkreeften. De hoogte van deze kritische graasdruk is systeem specifiek.

Ook krabbenscheer, een belangrijke biobouwer, zou volgens mondelinge mededelingen van experts te lijden hebben van vraat door zwanen, meerkoeten en ganzen. Bij experimenten waarbij krabbenscheer werd uitgezet, bleek het succes van het experiment zeer sterk af te hangen van vraat (vermoedelijk door watervogels) en de bescherming daartegen.

Eutrofiëring

Watervogels kunnen bijdragen aan eutrofiëring door hun productie van feces. Vogels beschikken over een weinig uitgebreid spijsverteringsstelsel, waardoor ze grote hoeveelheden plantaardig voedsel eten die ze slechts oppervlakkig verteren. Hun feces is rijk aan nutriënten als fosfor en stikstof. Belangrijk is dat watervogels alleen bijdragen aan de eutrofiëring wanneer zij op een andere locatie begrazen dan waar hun feces terechtkomen.

De mate van eutrofiëring verschilt per vogelsoort, deze is afhankelijk van de P- en N-belasting van de feces van de vogelsoort. Met name de knobbelzwaan heeft een potentieel grote invloed op de P- en N-belasting. De potentiële (aanvullende) P-belasting van één knobbelzwaan is bijna twee keer zo groot als die van één grauwe gans, die weer tien keer zo groot is als die van één meerkoet (zie Tabel 6.2.1).

Tabel 6.2.1. Gemiddelde fosfor(P)- en stikstof(N)-belastingen uit feces van verschillende soorten watervogels over het jaar heen. Ter vergelijking: een individuele koe geeft een P-belasting die circa 40 keer zo groot is (circa 13.300 mg/dag).

Table 6.2.1. Average phosphorus (P)- and nitrogen(N)-load of waterbird faeces throughout a year.

Soort	P-belasting (mg/vogel/dag)	N-belasting (mg/vogel/dag)
Grauwe gans	176	1498
Meerkoet	17	144
Knobbelzwaan	329	2841

6.2.2 Rol van begrazing door muskusratten

De muskusrat is sinds 1941 in Nederland aanwezig en heeft zich snel over heel Nederland verspreid. Het laagveen- en veenweidegebied wordt daarbij niet gemedend. De soort is bijna overal in de oeverzones van de zoete wateren aanwezig. Samen met de beverrat is de muskusrat vooral berucht om haar graverij. Een muskusrat kan zo'n dertien kruiwagens grond per jaar verplaatsen. Hij vormt daarmee een bedreiging voor de waterveiligheid bij kades en dijken.

Over effecten van muskusratten op specifiek verlandingsvegetaties wordt in de literatuur weinig concreets gezegd. In de literatuur zijn wel duidelijke aanwijzingen te vinden dat muskusratten invloed kunnen hebben op de soortensamenstelling van oever- en waterplanten en op de kolonisationsnelheid van open water. Proeven met enclosures tonen duidelijk een effect aan. Zowel oeverplanten (riet, grote egelskop) als waterplanten (drijvend, glanzig en doorgroeid fonteinkruid, smalle waterpest en krabbenscheer) deden het beter in de enclosures dan erbuiten.

Muskusratten consumeren naar schatting tussen de 82 en 140 gram drooggewicht biomassa per dag. Dit bedraagt ongeveer 0,8 - 1,4 kg natgewicht per dag. Aangezien muskusratten bijna twee tot drie keer zoveel biomassa beschadigen dat ze consumeren, kan de verwijderde biomassa oplopen tot wel 6 kg natgewicht per muskusrat per dag.

6.3 Graasdruk door watervogels en muskusratten versus graasdruk rivierkreeften

Dat rivierkreeften, watervogels en muskusratten een effect kunnen hebben op oever- en waterplanten (en dus op verlandingsvegetaties) is duidelijk. In studies waar enclosures zijn gebruikt, zijn effecten tussen wel en niet begraasde oeverdelen overduidelijk. Wat echter de relatieve bijdrage van begrazing door vogels en muskusratten is ten opzichte van de begrazing door uitheemse rivierkreeften is niet duidelijk, evenals de afzonderlijke effecten van de soorten op verschillende biobouwers. Deze onduidelijkheid wordt veroorzaakt door de volgende factoren:

- Onbekende populatiegrootte van de verschillende grazers;
- Onderzoek naar begrazing door alle drie genoemde soortgroepen tegelijk (rivierkreeften, watervogels en muskusratten) is zeldzaam;
- Het is ingewikkeld om een afrastering in het veld te maken die selectief is voor de verschillende genoemde soorten;
- Naast vraag wordt de ontwikkeling van verlandingsvegetatie beïnvloed door andere aspecten;

- Vraat door de verschillende soortgroepen verschilt door hun dieet en hun eetpatroon gedurende het jaar;
- Er zijn alleen grove getallen beschikbaar van de begrazingsdruk per soort.

Hoe het ook zij, bij herstel- en inrichtingsmaatregelen, door bijvoorbeeld de aanleg van natuurvriendelijke oevers of het graven van nieuwe petgaten, is het in ieder geval zaak om terdege met vraat rekening te houden.

6.4 Maatregelen tegen vraat door watervogels en muskusratten

Het effect van watervogels en muskusratten kan verminderd worden door:

- Het verkleinen van de aanwezige populatie(s);
- Het aanbrengen van fysieke barrières;
- Het vergroten van de robuustheid van de vegetatie door grote oppervlakten met vitale verlandingsgemeenschappen te creëren (de verhouding tussen randlengte en areaal dient klein gehouden te worden);
- Habitatbeheer: dat wil zeggen het ongeschikt maken van nest- en opgroeihabitat door middel van ingrepen in de vegetatie en/of het watersysteem.

Maatregelen tegen ganzen

Vanwege de oplopende aantallen ganzen en de schade aan landbouwgewassen worden ganzen al een tijdje bestreden. Daarbij dient de Wet natuurbescherming gevolgd te worden en spelen de faunabeheereenheden van de provincies een belangrijke rol. Niet alle bestrijdingsmethoden zijn echter op langere termijn duurzaam.

Men is op het moment het meest hoopvol over habitatbeheer. Bij habitatbeheer wordt er ingegrepen op factoren die een gebied meer of minder aantrekkelijk maken voor de soorten, zodat ze het gebied niet aantrekkelijk vinden of een naastgelegen gebied juist aantrekkelijker. Dit kan worden gerealiseerd door:

- De nabijheid van akkers en/of graslanden te beperken (hier leven ganzen graag);
- Opvanggebieden aan te wijzen waar ganzen ongestoord mogen overwinteren;
- Het plaatsen van rasters of dichte vegetatie (zo wordt de beschikbaarheid van opgroeigebieden verminderd).

Maatregelen tegen muskusratten

De waterschappen zijn bij wet verplicht om zo goed mogelijk zorg te dragen voor het voorkomen van schade aan waterstaatswerken die veroorzaakt worden door muskus- en beverratten. Dit wordt gedaan door de populatie muskusratten zo klein mogelijk te krijgen. Een kleinere populatie betekent dat er minder dieren gevangen en gedood hoeven te worden, waarmee niet alleen de schade maar tevens het dierenleed zoveel mogelijk beperkt wordt. Voor de beverrat is uitroeiing het doel.

Hoewel het lastig is om de absolute aantallen muskusratten en beverratten in kaart te brengen, is duidelijk dat de populaties landelijk sterk afnemen. Met het oog op de vermindering van dierenleed, de aantallen bijvangst, de doelmatigheid en de kosten wordt er momenteel gediscussieerd over het nut en noodzaak van muskusrattenbestrijding. Wellicht dat het beheer in de nabije toekomst dus gaat veranderen.

Alternatieve vormen van bestrijding en het onaantrekkelijk maken van het leefgebied voor muskusratten zijn onderzocht, maar dan vooral met het oog op het voorkomen van graafschade en verminderen van risico's voor de waterveiligheid. Voor het tegengaan van vraatschade is dit niet onderzocht en zeker niet voor het tegengaan van negatieve effecten op verlandingstypen. Het onaantrekkelijk maken van oevers of watergangen als leefgebied is vrijwel niet mogelijk. Muskusratten zijn erg opportunistisch en kunnen dus met minimale voorzieningen overleven.

6.5 Conclusies

Vraat door watervogels en muskusratten kan een significant negatief effect hebben op de laagveenverlanding. De soorten voeden zich onder andere met soorten die als biobouwer fungeren voor de mesotrofe verlanding, zoals krabbenscheer en zeggen. Het verschil tussen vraat door rivierkreeften en watervogels en muskusratten is dat watervogels en muskusratten zich met name voeden met oevervegetaties en rivierkreeften vooral ondergedoken waterplanten verknippen.

Watervogels beïnvloeden de mesotrofe verlanding op twee manieren: (a) door begrazing en betreding en (b) door eutrofiëring via productie van feces. Watervogels dragen bij aan de eutrofiëring wanneer zij op een andere locatie grazen dan ontlasten. Met name de knobbelzwaan draagt in potentie veel bij aan eutrofiëring. De belangrijkste grazende watervogel is de gans. Naast ganzen zijn ook knobbelzwaan, meerkoet en (duik)eenden belangrijke grazers.

Over het effect van muskusratten op de verlanding is in kwantitatieve zin weinig bekend. Wel is duidelijk dat onderwatervegetatie wordt gegeten, en dat daarnaast vegetatie wordt beschadigd.

Maatregelen kunnen helpen om vraat door watervogels en muskusratten te verminderen. Het verkleinen van de populaties, plaatsen van fysieke barrières, vergroten van de robuustheid van systemen en habitatbeheer zijn hierbij de meest geschikte maatregelen.

7. Het effect van vogelwerende maatregelen en inbrengen van biobouwers in een verlandingsvegetatie in de Westbroekse Zodden

7.1 Samenvatting

In de Westbroekse Zodden is een experiment opgezet op een kragge met een jonge verlandingsvegetatie met snavelzegge, holpijp en grote boterbloem, wat een voorstadium is van het habitatype H7140A (Trilvenen), en wat zich bij geschikte (a)biotische condities kan ontwikkelen tot trilveen. Doel was te onderzoeken of anti-graasmaatregelen en introductie van biobouwers trilveenvorming konden stimuleren op deze kragge. Daartoe zijn:

3. twee PQ's aangelegd met linten eroverheen ter afschrikking;
4. twee PQ's aangelegd met linten eroverheen en kippengaas rondom;
5. twee onbehandelde gemarkeerde controle PQ's;
6. *Biodegradable ecosystem engineering* (BESE)-elementen geplaatst in gaas- en in controlevakken. Dit zijn elementen die structuur kunnen bieden en daarmee vestiging van vegetatie kunnen faciliteren;
7. biobouwers uitgezet in de vorm van (a) maaisel met veel ronde zegge, (b) zaden van draadzegge, wateraardbei en moeraskartelblad en (c) wortelstokken van waterdrieblad en slangewortel;
8. kleine plaggen met schorpioenmossen uitgezet.

Van de herbivore watervogels waren meerkoet en knobbelzwaan het meest aanwezig, gevolgd door grauwe gans en wilde eend. De aantallen waargenomen vogels zijn relatief gering, zeker in vergelijking met de grote groepen ganzen die in delen van Nederland overwinteren. De behandeling met gaas en lint was bijzonder effectief in het weren van vogels; alleen meerkoet en wilde eend zijn incidenteel in dit proefvak waargenomen. De behandeling met alleen lint was effectief in het weren van ganzen, maar meerkoet en knobbelzwaan leken zich er respectievelijk weinig en niets van aan te trekken.

Omgerekend naar graasdruk (in gram drooggewicht per strekkende meter oever) was knobbelzwaan de belangrijkste grazer, op enige afstand gevolgd door meerkoet en grauwe gans. Ondanks de geringe aantallen vogels, bleek de graasdruk van de vogels in de controle en de behandeling met alleen lint in dezelfde orde van grootte te liggen als de maximale staande biomassa van de vegetatie. Dit bewijst dat zelfs kleine aantallen vogels al een significante impact (kunnen) hebben op dergelijke vegetaties. De graasdruk was nagenoeg nul in de gaas+lint PQ's, terwijl deze in lint zelfs hoger was dan in de controle PQ's. Vermoedelijk zorgden de linten er in dit geval voor dat de vogels zich veiliger voelden dan in de controle.

De kragge breidde zich sterk uit in de PQ's met gaas+lint. Het gaat dan met name om een uitbreiding van de buitenste zone van de kragge (langs het water), die gedomineerd wordt door soorten als snavelzegge, holpijp en grote boterbloem. In de PQ's met alleen lint was geen duidelijke verandering te zien ten opzichte van vóór het experiment. In de controle PQ's ging de kragge zelfs achteruit, maar dit werd veroorzaakt door onzorgvuldig uitgevoerd machinaal maaibeheer, waarbij een deel van de kragge is weggeslagen. Of de uitbreiding in de PQ's met gaas+lint alleen een effect is van het uitsluiten van begrazing en handmatig maaibeheer, of dat een geringere golfslag ook een rol speelt,

kan op basis van het huidige experiment niet worden vastgesteld. Voor de praktische toepassing is dit verder niet van groot belang, aangezien vogelwerend gaas altijd een remmende werking heeft op de golfdynamiek.

De vegetatiesamenstelling op de kragge is gedurende het 2,5 jaar durende experiment weinig veranderd. Er is sprake van een langzame successie waarin soorten van kleine zeggenvoetplanten wat toenemen en soorten van jonge verlandingsplanten iets afnemen. Een noemenswaardige ontwikkeling is dat de moslaag, die gedomineerd wordt door gewoon puntmos, wat soortenrijker is geworden en dat sterrengoudmos zich heeft gevestigd.

De ingebrachte biobouwers laten een wisselend beeld zien. Waterdrieblad en moeraskartelblad hebben zich goed gevestigd, terwijl draadzegge, slangewortel en wateraardbei slechts in beperkte mate zijn aangeslagen. Ronde zegge breidt zich uit, maar bleek al meer aanwezig dan aanvankelijk gedacht. Voor sommige soorten lijkt verspreiding een knelpunt zijn, ondanks dat de soorten veelal binnen enkele honderden meters van het petgat voorkomen.

Aan de rand van de kragge zijn BESE-elementen aangebracht om te onderzoeken of deze de verlandingsplanten kunnen stimuleren. In de begraasde controle PQ's groeide de vegetatie in het eerste jaar iets harder op de BESE dan erbuiten. Hier biedt de BESE dus mogelijk bescherming tegen vraat en/of hydrodynamiek. Helaas werden deze PQ's in het tweede jaar op onzorgvuldige wijze (machinaal) gemaaid, waarbij een deel van de kragge is weggemaaid en waardoor er geen effect meer viel vast te stellen. In de onbegraasde gaas+lint PQ's groeide de kragge juist veel sterker buiten de BESE dan op/in de BESE. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de BESE niet goed mee konden bewegen met de waterstand en de kragge wel, waardoor de vegetatie kan zijn 'verzopen'. Daarnaast is het mogelijk dat het BESE-element in dit geval (bij een snel verlandende kragge) juist gefunctioneerd heeft als een ongewenste structuur die 'in de weg zit'.

7.2 Inleiding

Loeb et al. (2016) hebben aangetoond dat de verlandingsplanten, en daarmee de trilveenontwikkeling, in grote delen van de Oostelijke Vechtplassen niet alleen geremd kan worden door ongeschikte abiotische condities, maar ook door kreeften- en ganzenvraat en/of door de afwezigheid van biobouwers. Het experiment in de Westbroekse Zodden is opgezet om inzicht te krijgen in de effectiviteit van (combinaties van) maatregelen die deze biotische knelpunten (vraat en afwezigheid van biobouwers) in potentie grootschalig kunnen oplossen voor beginnende mesotrofe oeververlandingsplanten van het type 'snavelzegge-holpijp-grote boterbloem'. Er is expliciet niet gekozen voor een groot aantal replica's, maar voor het daadwerkelijk uitvoeren van experimenten die op schaal van een petgat (kunnen) worden toegepast in het Nederlandse laagveengebied. Het experiment in de Westbroekse Zodden heeft tot doel de volgende hoofdvraag te beantwoorden:

Wat is het effect van 1) verschillende vogelwerende maatregelen om vraat te beperken en 2) het inbrengen van ecosystem engineers van verlandingsplanten op de ontwikkeling van beginnende mesotrofe oeververlandingsplanten van het type 'snavelzegge-holpijp-grote boterbloem'?

7.3 Onderzoeksmethode

7.3.1 Onderzoeksopzet

7.3.1.1 Selectie gebied

Bij de locatiekeuze zijn in eerste instantie de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- de experimenten worden bij voorkeur in twee nabij elkaar gelegen petgaten van circa 0,5 ha (25 bij 150 m) uitgevoerd, waarbij de abiotiek, windligging en morfologie van beide petgaten vergelijkbaar dienen te zijn;
- de abiotische condities dienen optimaal te zijn voor trilveenontwikkeling. Dit wordt getoetst middels gegevens over waterpeilfluctuaties, nutriënten- en basenhuishouding in de waterlaag, het bodemvocht en het sediment;
- beginnende verlandingsvegetaties dienen aanwezig te zijn;
- aanwezigheid van voldoende grote aantallen watervogels (vooral ganzen, eventueel meerkoeten en/of zwanen);
- petgaten die al eerder zijn onderzocht, kunnen zinvol zijn om te kiezen, omdat daar mogelijk al meer gegevens van bekend zijn;
- De beheerder moest bereid zijn het experiment op diens terrein te hebben en dus geen bezwaar hebben tegen de maatregelen in het proefpetgat (plaatsen van enclosures, introductie van soorten, etc.).

Na een aantal veldbezoeken in diverse gebieden en na overleg met diverse beheerders bleek dat er geen combinatie van twee petgaten te vinden was die aan al deze criteria voldeed. Daarom is gekozen voor de realisatie van twee replica's in hetzelfde petgat. Het gekozen petgat ligt in de Westbroekse Zodden (Figuur 7.3.1), is 415 meter lang en 25 meter breed en is zuidwest-noordoost georiënteerd. De noordwestoever is begroeid met een ongeveer 8 meter brede kragge (drijvende plantenmat). De natste helft van de kragge wordt gedomineerd door holpijp, grote boterbloem en snavelzegge, een erkend voorstadium van trilveen (Loeb et al., 2006). Aan de wat drogere landzijde van de kragge komen meer soorten van de klasse van kleine zeggen voor, waartoe trilveenvegetaties en veenmosrietlanden behoren (zie verder in paragraaf 7.3.2.2).



Figuur 7.3.1. Onderzoekslocatie in de Westbroekse Zodden, tussen Utrecht en Hilversum.
Figure 7.3.1. Research location in the Westbroekse Zodden, between Utrecht and Hilversum.

7.3.1.2 Inrichting van het gebied en onderzochte behandeling

Inrichting PQ's

Op de noordwestoever van het petgat, waar de kragge aanwezig was, zijn vier proefvlakken uitgezet van ongeveer 50 meter lang en 12 meter breed (Figuur 7.3.2). Omdat de kragge ongeveer 8 meter breed was, was er binnen de proefvlakken nog 4 meter open water aanwezig.

Twee van deze proefvlakken (nr. 2 en 4) waren controles zonder behandeling. De twee andere proefvlakken waren enclosures (Figuur 7.3.2) die gesplitst zijn in twee delen. Beide delen zijn van boven kruislings overspannen met brede linten (Figuur 7.3.3). Dit had tot doel om vogels (met name ganzen) af te schrikken om in de vakken te landen. Eén deel is tevens rondom afgezet met kippengaas om te voorkomen dat vogels het proefvlak in konden lopen, het andere deel niet. Zodoende is er een behandeling met gaas+lint en een behandeling met lint. De behandelingen met gaas+lint zijn beide 32 meter lang. De delen met lint zijn 20 meter en 16 meter lang (Figuur 7.3.2). De omvang van de geschikte vegetatie in het petgat maakte het niet mogelijk om alle behandelingen 50 meter lang te maken. Daarnaast stonden de houten palen van de proefvlakken 4 meter uit elkaar, waardoor een exacte lengte van 50 m ook voor de proefvlakken niet te realiseren was. De opzet resulteerde hiermee in zes PQ's: twee controle PQ's, twee PQ's met lint en twee PQ's met lint en gaas.

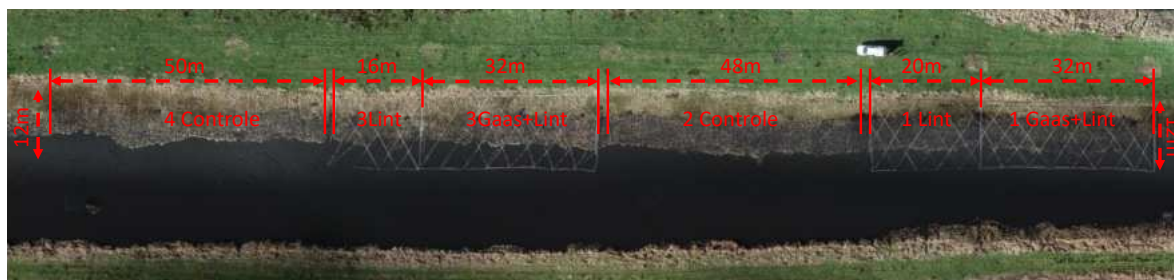
Het kippengaas is aan de landzijde enkele centimeters in de grond geduwd, maar dit ging zeer moeizaam. Aan de waterzijde zat het kippengaas 20 cm onder water, om te voorkomen dat watervogels eronderdoor zouden duiken (meerkoet, eend) of het met hun kop omhoog zouden duwen (gans, zwaan). Het gaas heeft hiernaast een dempend effect op de golfslag. Tijdens dagen met een relatief harde wind was dit effect ook zichtbaar; golven buiten de gaas+lint PQ waren hoger dan die binnen de afrastering.

Aanbrengen BESE-elementen

Op 17 februari 2020 zijn tegen de rand van de kragge biodegradable ecosystem engineering (BESE)-elementen geplaatst (Figuur 7.3.4). BESE-elementen zijn biologisch afbreekbare structuren, die gemaakt zijn van biopolymeren en aardappelzetmeel (BESE, 2023). De elementen zijn ingezet om de uitbreiding van de kragge te stimuleren. Het stimuleren kan tweeledig zijn: enerzijds via het bieden van structuur en/of beschutting en anderzijds via het beschermen van de planten tegen vraat.

Met dit in gedachte zijn er BESE-elementen geplaatst in de PQ's met gaas+lint (structuur+beschutting) en in de controle PQ's (structuur+beschutting+antivraat). Er zijn geen BESE-elementen geplaatst in de PQ's met alleen lint. In elk van de vier PQ's zijn vier drielaagse BESE-elementen geplaatst. Bij de helft van de BESE-elementen is een klein plagje uit de kragge geklemd, om te toetsen of dit de vestiging van soorten zou faciliteren. De BESE-elementen zijn vastgezet met enkele betonijzers en bamboestokken op de hoeken om te voorkomen dat ze wegdrijven. Onder de BESE is kurk geplaatst om ze drijvend te houden. In de praktijk bleek dit drijfsysteem onvoldoende te werken, omdat de BESE soms vast kwamen te zitten op de bamboestokken en betonijzers. De BESE waren daardoor in de praktijk niet in staat om te bewegen met het soms fors fluctuerende waterpeil.

Naast de BESE-elementen zijn ook enkele controles geplaatst. Deze zijn gemarkeerd door middel van bamboestokken. Bij plaatsing was de vegetatiebedekking op alle BESE' nul of nagenoeg nul.



Figuur 7.3.2. Proefopzet van het experiment in de Westbroekse Zodden.

Figure 7.3.2. Experimental set-up in the Westbroekse Zodden.



Figuur 7.3.3. PQ net na aanleg in februari 2019 (boven) en in juni 2021 (onder) met vegetatie van holpijp, snavelzegge en grote boterbloem. Rechts de overgang naar kleine zeggenvegetatie.

Figure 7.3.3. PQ just after set-up in February 2019 (top) and in June 2021 (bottom) with floating fen vegetation dominated by *Equisetum fluviatile*, *Carex rostrata* and *Ranunculus lingua*. On the right side of the photo *Juncus subnodulosus* and small sedges are growing.



Figuur 7.3.4. De aan de rand van de kragge geplaatste BESE-elementen.

Figure 7.3.4. BESE-elements were placed at the edge of the floating fen.

Inbrengen biobouwers

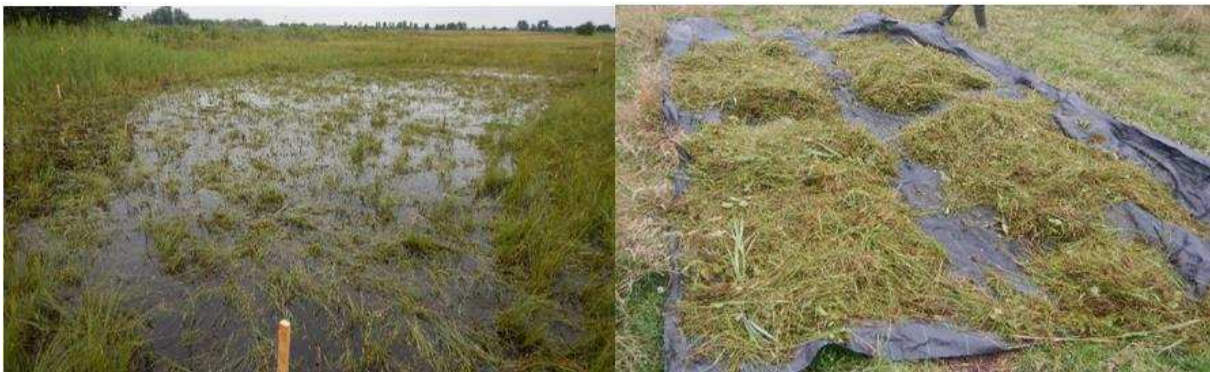
Het voornemen was om maaisel te introduceren en daarmee zaad aan te voeren van de gewenste biobouwers, omdat dit een methode is die grootschalig toegepast kan worden en zich in de praktijk bewezen heeft. In de praktijk bleek het onmogelijk om in de Westbroekse Zodden een goede bronlocatie te vinden waarin alle gewenste biobouwers in zaad aanwezig waren. Dit komt vooral door het ontbreken van goede trilvenen met hoge aantallen van de gewenste soorten in de Westbroekse Zodden en doordat de verschillende soorten niet tegelijkertijd zaad zetten. Sommige soorten zetten überhaupt geen zaad. Deze soorten verspreiden zich vooral via wortelstokken en fragmenten, wat vooral veel voorkomt bij oever- en waterplanten (Boedeltje et al., 2004, Van de Haterd et al., 2018). Vanwege deze praktische belemmeringen is bij de introductie van biobouwers gekozen voor een combinatie van de hieronder genoemde methoden:

1. inbreng van maaisel van een locatie in de Westbroekse Zodden;
2. inbreng van handmatig verzamelde zaden van draadzegge, wateraardbei en moeraskartelblad;
3. inbreng van wortelstokken van waterdrieblad en slangewortel.

ad. 1 Allereerst is een locatie geselecteerd in de Westbroekse Zodden (52°10'32.89"N 5°7'52.72"O) met voldoende ronde zegge en niet te veel veenmos. Hiervan is een vegetatieopname gemaakt, waarbij tevens de hoeveelheid bloeistengels is geteld die op dat moment zaad hadden. Deze informatie is opgenomen in bijlage 2. Vervolgens is de bronlocatie handmatig met een zeis gemaaid. Het maaisel is opgeharkt en verzameld op een groot zeil (Figuur 7.3.5). Dit zeil is verplaatst naar de onderzoekslocatie waar het maaisel vervolgens goed is gemengd om de verschillende soorten zo homogeen mogelijk verdeeld te hebben. Dit mengsel werd vervolgens verdeeld in vier gelijke delen en uitgestrooid over de noordoostelijke helft van beide PQ's met gaas en de noordoostelijke helft van beide controle PQ'. Hierdoor heeft in elk van deze vier PQ's telkens één transect een maaiselbehandeling en één transect géén maaiselbehandeling.

ad.2 De zaden zijn uitgestrooid in de transecten waar ook maaisel is uitgespreid. Op elk van de vier transecten is 0,40 gram moeraskartelbladzaad, 0,92 gram wateraardbeizaad en 9,71 gram draadzeggezaad uitgestrooid. Het zaad bleef grotendeels drijven op het water (Figuur 7.3.6).

ad 3. Voor het enten van waterplanten zijn eerst de soorten waterdrieblad en slangenwortel geoogst vanaf de bronlocaties. De bronlocatie van het waterdrieblad lag ten noordwesten van het onderzoeksgebied ($52^{\circ}10'33.4''N$ $5^{\circ}08'00.3''O$). De bronlocatie van de slangenwortel lag ten zuidoosten van de onderzoeklocatie ($52^{\circ}10'04.5''N$ $5^{\circ}07'11.8''O$). Beide soorten zijn geoogst vanuit de waterkant, verzameld in 50 liter tonnen en verplaatst naar de onderzoeklocatie (Figuur 7.3.7). Van het waterdrieblad zijn 30 stekken per transect geënt. Dit gebeurde in twee banen (links en rechts van de PQ, vanaf de oever richting het open water) telkens zijdelings gestoken in het water. De planten zijn aangedrukt om met de wortels zo ver mogelijk in de onderliggende kragge te krijgen. Van de slangenwortel zijn per PQ 20 planten geënt in dezelfde twee banen. Er is gekozen voor deze werkwijze in twee banen om de vegetatie ontwikkelingen in de PQ's zo min mogelijk te verstoren.



Figuur 7.3.5. De gemaaide bronlocatie van het maaisel en het maaisel op het zeil.

Figure 7.3.5. The mowed source location and the clippings on the canvas.



Figuur 7.3.6. De uitgestrooide zaden dreven op het water dat op de kragge stond.

Figure 7.3.6. The seeds that have been spread floated on the water.



Figuur 7.3.7. Verzamelde stekken van waterdrieblad (links) en enkele geënte planten (rechts).
Figure 7.3.7. Collected grafts of water clover (*Menyanthes trifoliata*; left) and some seeded grafts (right).

Aanvullend onderdeel: kraggen schorpioenmos inbrengen

Eén van de belangrijkste biobouwers voor trilvenen zijn schorpioenmossen. Aanvullend op het biobouwersexperiment zijn in de vegetatie vier kleine plaggen van 30 bij 30 cm met rood en groen schorpioenmos ingebracht op locaties waar de kragge sterk genoeg leek om de plaggen te kunnen dragen. Deze waren afkomstig uit de Stobbenribben in de Weerribben, één van de best ontwikkelde trilvenen die Nederland rijk is (o.a. Cusell et al., 2013). Om de plaggen te kunnen terugvinden is hier een bamboestok bij gezet.

Maaibeheer

De kraggen werden door de beheerder in principe jaarlijks gemaaid voor de start van het experiment. Binnen de PQ's kon door linten en palen dit reguliere (machinale) maaibeheer niet worden uitgevoerd. Om verschillen tussen behandelingen als gevolg van beheer te voorkomen, was de intentie om tijdens de duur van het experiment de kragge niet te maaien. Helaas werden de controle PQ's toch gemaaid; in oktober 2019 met een maaikorf met lange giek vanaf de oever en in september 2020 met een amfibisch vaartuig, een zogenaamde Truxor. Bij deze tweede maaibeurt bleek echter zo diep gemaaid te zijn, dat de resterende ondergrondse delen van de kragge uiteen vielen of afstierven, waardoor de buitenste delen van de kragge verloren gingen.

Om de verschillende behandelingen zo goed mogelijk met elkaar te vergelijken, is besloten de kragges met de behandelingen lint en gaas+lint ook te maaien. Dit is gedaan met een bosmaaier, waarbij het maaisel vervolgens met grasharken handmatig is verwijderd uit de proefvakken.

7.3.2 Monitoring van het onderzoek

7.3.2.1 Vogelonderzoek

Camera's

De aanwezigheid van watervogels is onderzocht door middel van wildcamera's. Bij elke PQ is een wildcamera geplaatst die de hele PQ kon overzien en die elke 15 minuten een foto nam. Bij de uitwerking is elke vogel geteld alsof deze de volledige 15 minuten aanwezig is geweest. Er is korte tijd geëxperimenteerd met een foto om de 5 minuten, maar vanwege de geringe meerwaarde enerzijds en de grote verwerkingstijd anderzijds is hiermee gestopt.

De camera's stonden aanvankelijk op de oever waar ook de PQ's lagen, aan dezelfde kant van het petgat. Dit bleek geen goede keuze, want ondanks dat de camera's 2 tot 2,5 meter boven de kragge stonden, groeide de vegetatie in de loop van mei zo hoog dat het niet meer mogelijk was de rand van de kragge goed te zien. Bovendien bleek al snel dat meerkoeten (en niet de veel grotere ganzen) een belangrijke grazer waren en deze waren te klein om tussen de vegetatie door te zien. Om die reden zijn de camera's verplaatst naar de overzijde van het petgat. Ze staan daar verder van de kragge af, maar het zicht op de rand van de kragge was hier veel beter (Figuur 7.3.8).





Figuur 7.3.8. Voorbeelden van camerabeelden. Boven: Roerdomp op rand kragge. Onder: twee knobbelzwanen in behandeling lint met harde wind.

Figure 7.3.8. Examples of images. Top: bittern on the vegetation edge. Bottom: mute swan in treatment ribbon at windy conditions.

Gemonitorde seizoenen

De camerabeelden zijn verwerkt voor de periode 22 februari tot 19 mei 2019 (vanaf de kant van de PQ's) en van 1 oktober 2019 tot 19 juni 2020 (camera's verplaatst naar overzijde). De gegevens voor de periode 22 februari – 19 mei zijn dus gebaseerd op het gemiddelde van twee jaren, gegevens van de periode 1 oktober - 21 februari en 19 mei – 19 juni zijn gebaseerd op één jaar. Van de maanden juli, augustus en september zijn geen gegevens geanalyseerd. In deze maanden zijn wel grote groepen (ruiende) ganzen aanwezig in Nederland, maar die foerageren meestal op graslanden en slapen op grote plassen en meestal niet in smalle petgaten.

Tijdens het bekijken van de foto's zijn genoteerd: (a) de soort, (b) het aantal individuen soorten, (c) de zone waarin de soort zich bevond en (d) het gedrag (foeragerend, rustend, zwemmend). Omdat voor de analyse uitsluitend de herbivoren van belang waren, zijn viseters zoals reigers niet altijd consequent geteld. Niet alle individuen op de camerabeelden konden worden gedetermineerd. Met name op momenten met slecht zicht of weinig licht kon zo nu en dan geen onderscheid worden gemaakt tussen meerkoet en kuifeend; deze is dan als combinatiesoort genoteerd. In zeven gevallen is een onbekende watervogel genoteerd, meestal was dit niet vast te stellen door slechte weersomstandigheden of omdat de vogel tussen de vegetatie zat.

Aanvullend onderdeel: vogelwaarnemingen in veld

De foto's van de wildcamera's leveren goede, gestandaardiseerde tellingen van de aanwezige vogels op, maar het gedrag van de vogelsoorten is er maar zeer beperkt op waar te nemen. Of vogels op bepaalde locaties aan het rusten, zwemmen of foerageren zijn, is meestal moeilijk te zien en wat de vogels precies eten kon vrijwel nooit worden vastgesteld. Daarom is aanvullend op de opdracht een beperkt veldonderzoek opgezet. Gedurende vijf ochtenden (14, 18 en 28 mei en 2 en 15 juni 2021) zijn vanuit een schuiltentje tellingen verricht. Het veldonderzoek is uitgevoerd door Thomas Faucher,

student van Helicon MBO Den Bosch. Het veldonderzoek vond plaats vanaf ongeveer 8 uur in de ochtend. De eerste drie keer is de telling voortgezet tot rond het middaguur, maar omdat het aantal waarnemingen na 10 uur 's morgens heel beperkt was, is de keren erna eerder gestopt.

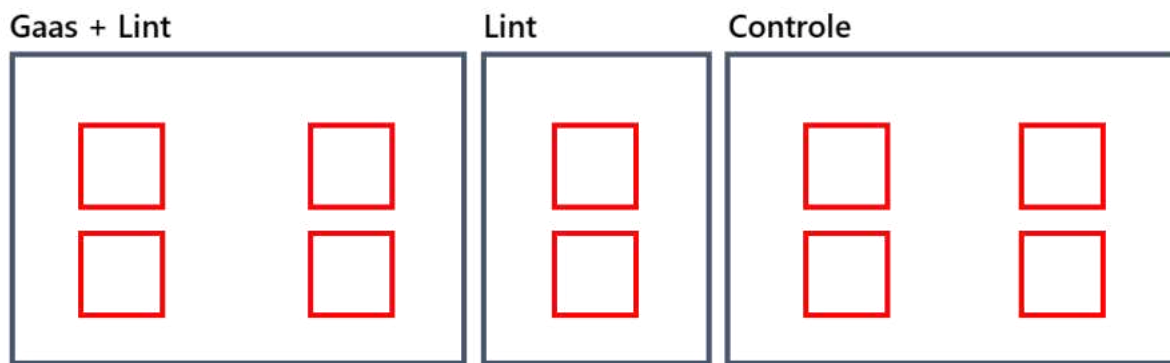
7.3.2.2 Monitoring van vegetatie en flora

Opnames op de kragge

De vegetatie van de kragge vertoont een duidelijke zonering van land naar water. De zones zijn meestal niet scherp begrensd en de breedte van de zones varieert over de lengte van het petgat, maar het gemiddelde beeld van land naar water is als volgt:

1. **Zone 1:** aan de landkant van de PQ's ligt een hogere oever met vochtig voedselrijk grasland en ruigte (die in 2021 is heringericht). In deze zone zijn geen opnames gemaakt omdat die voor de ontwikkeling van trilveen niet relevant is;
2. **Zone 2:** onderaan het talud van de hogere oever ligt een smalle overgangszone met een ruige vegetatie met onder andere veel hennegras. Ook in deze zone zijn geen opnames gemaakt omdat die voor de ontwikkeling van trilveen niet relevant is;
3. **Zone 3:** de hierboven genoemde overgangszone gaat over in een enkele meters brede, vochtige tot natte zone op een stevige kragge. Op sommige plekken beweegt de kragge enigszins, op andere plekken lijkt deze vast te liggen aan de ondergrond. De vegetatie is soortenrijk en wordt niet gedomineerd door één of enkele soorten. Er is een hoge bedekking met mossen (vooral gewoon puntmos). In deze zone zijn opnames gemaakt;
4. **Zone 4:** de vegetatie gaat over in een enkele meters brede zone met een dunne drijvende kragge waar vrijwel permanent water op staat. Deze wordt gedomineerd door holpijp, snavelzegge en grote boterbloem, soms bedekt ook watermunt veel. Mossen ontbreken vrijwel, in het ondiepe water op de kragge groeit wel veel klein baasjeskruid. In deze zone zijn opnames gemaakt;
5. **Zone 5:** de buitenste rand (ongeveer 0,5 meter breed) van de kragge was bij aanvang van het experiment iets dikker en steviger en de soorten van voedselrijke omstandigheden waren hier iets meer aanwezig, zoals liesgras en grote lisdodde. In deze zone is geen opname gemaakt omdat de zone te voedselrijk lijkt voor trilveenontwikkeling en daarbij te smal was op de meeste plekken;
6. **Zone 6:** buiten de kragge, in het open water, was bij aanvang van het experiment nauwelijks vegetatie aanwezig; de bedekking was (veel) lager dan 5%. Het betrof algemene waterplanten (o.a. grof hoornblad) en hier en daar een enkele rietstengel. In deze zone zijn bij aanvang van het experiment geen opnames gemaakt omdat er vrijwel niets groeide. Toen de kragge zich uitbreidde naar deze zone zijn de transecten uitgebreid met een opname in deze zone.

Omdat de kragge geen homogene vegetatieverdeling had over de gehele kragge, zijn 'transecten' uitgezet van twee PQ's: een PQ in de natte zone van de kragge met een jonge verlanding met snavelzegge, holpijp en grote boterbloem (zone 4) en een PQ in de vochtige zone met een hoge bedekking van mossen, grassen en zegges (zone 3). Zowel in de controles als in de behandeling gaas+lint zijn 2 transecten van 2 PQ's uitgezet, in de behandeling met lint was maar ruimte voor 1 transect van 2 PQ's. Elk van de behandelingen (Gaas + Lint, Lint, Controle) is in duplo uitgevoerd. In totaal zijn er dus 10 transecten van 2 PQ's uitgezet. Alle PQ's waren 2x2 meter groot. De PQ's zijn gemarkeerd met lange bamboestokken en korte dikke piketpaaltjes. Figuur 7.3.9 geeft een schematisch overzicht van de wijze waarop de PQ's zijn uitgezet binnen de behandelingen.



Figuur 7.3.9. Schematisch overzicht van de PQ's waar de vegetatie is opgenomen binnen de behandelingen Gaas + Lint, Lint en Controle zijn opgenomen.

Figure 7.3.9. Schematic overview of the PQ's in which vegetation was monitored in the three treatments of the experiment.

Er zijn jaarlijks in juni vegetatieopnames van de PQ's gemaakt. Daarbij is de abundantie van alle mossen en vaatplanten genoteerd met behulp van de verfijnde gecombineerde schatting van Braun-Blanquet. Omdat de monitoring PQ's betreft en deze allemaal even groot zijn, is gebruik gemaakt van richtlijnen voor het aantal individuen (Tabel 7.3.1). Mossen en vaatplanten waarover twijfel bestond zijn verzameld en gedetermineerd. Een aantal mossen is gecontroleerd door Melchior van Tweel van het gelijknamige adviesbureau.

Monitoring van de uitgezette biobouwers

Naast de vegetatie-opnames, waarin de biobouwers als soortwaarnemingen zijn meegenomen, zijn de biobouwers ook nog apart vlakdekkend gemonitord. Hiervoor zijn florakaracteringen uitgevoerd van de proefvakken, waarbij per vak de frequentie (volgens Tansley; Tabel 7.3.2) en het aantal individuen (FLORON-schaal, Tabel 7.3.3) is genoteerd. Deze monitoring is niet uitgesplitst naar zones. Doordat de zones niet scherp begrensd zijn en variëren in breedte was de verwachting dat dat slechts beperkt bruikbare data opgeleverd zou hebben.

Opnames van de BESE

Er zijn jaarlijks in juni vegetatieopnames gemaakt van de BESE-elementen en de controles. Genoteerd zijn de totale bedekking van de kruidlaag, de totale bedekking van de eventueel aanwezig moslaag en alle individuele plantensoorten met hun abundantie volgens de schaal van Braun-Blanquet (Tabel 7.3.1).

Tabel 7.3.1. Gecombineerde schatting naar Braun-Blanquet (Braun-Blanquet 1964; Schaminée et al. 1995) en de gebruikte richtlijn voor het aantal individuen.

Tabel 7.3.1. Scale for vegetation survey adapted after Braun-Blanquet (Braun-Blanquet 1964; Schaminée et al. 1995), including guideline for number of individuals.

Code	Bedekking	Aantal individuen
r	<5% bedekking	zeer weinig: 1-2 individuen
+	<5% bedekking	weinig: 3-20 individuen
1	<5% bedekking	talrijk: 21-100 individuen
2m	<5% bedekking	zeer talrijk: >100 individuen
2a	5-12,5% bedekking	niet relevant
2b	12,5-25% bedekking	niet relevant
3	25-50% bedekking	niet relevant
4	50-75% bedekking	niet relevant
5	75-100% bedekking	niet relevant

Tabel 7.3.2. Abundantieschaal voor vegetatieonderzoek volgens Tansley (1946).

Tabel 7.3.2. Scale for abundance of flora according to Tansley (1946).

s	sporadic: zeer zeldzaam, slechts enkele exemplaren
r	rare: zeldzaam
o	occasional: verspreid aanwezig
f	frequent: vrij talrijk
a	abundant: veel aanwezig, maar domineert niet
(c)d	(co)dominant: soort overheerst de vegetatie

Tabel 7.3.3. Schaal voor het schatten van aantallen individuen volgens FLORON (2006).

Tabel 7.3.3. Classes for number of individuals (FLORON, 2006).

A	1
B	2-5
C	6-25
D	26-50
E	51-500
F	501- 5000
G	meer dan 5000

Aanvullend onderdeel: luchtfoto's met drone

In maart 2019, september 2019, mei 2020, september 2020 en eind augustus 2021 zijn luchtfoto's van het petgat gemaakt met een drone van het droneteam van Waternet. Deze zijn door Waternet verwerkt tot een luchtfotomozaïek en voorzien van georeferentie.

Voor de verwerking is gebruikt gemaakt van de Maximum Likelihood Classification-tool uit de Spatial Analyst Tools in ArcGIS. Bij deze classificatie wordt eerst (handmatig) een set pixels aangewezen die behoren tot de klasse 'vegetatie', de klasse 'lint' of de klasse 'water'. Hiervan wordt een zogenaamde signature file gemaakt die als input dient voor de tool. De tool beoordeelt tot welke klasse (vegetatieklasse) een pixel op basis van zijn spectrale eigenschappen toebehoort om zo een vlakdekkend kaartbeeld te genereren. Elke pixel wordt toegewezen aan een vegetatieklasse waarvan de waarschijnlijkheid dat hij tot die klasse behoort het hoogst is.

Aanvullend onderdeel: Monitoring van de schorpioenmosplaggen

In juni 2020 en juni 2021 zijn de plaggen visueel geïnspecteerd. Genoteerd is de toestand van de schorpioenmossen op de plaggen, of er sprake was van uitbreiding van de schorpioenmossen buiten de oorspronkelijke plaggen en eventuele bijzonderheden zoals de ligging van de plaggen ten opzichte van de waterspiegel.

7.3.3 Chemische metingen aan het oppervlaktewater

In juli 2019 en januari 2021 is op vier locaties (beide behandelingen met gaas+lint en beide controles) in het petgat een oppervlaktewatermonster genomen. Deze monsters zijn door Eurofins geanalyseerd op de volgende chemische parameters gemeten: pH, Cl, NO₃, NH₄, orthoP, totaal P, Ca, Mg, S en Fe.

7.3.4 Rivierkreeftendichtheden

In 2019 is door ATKB de rivierkreeftendichtheid in het petgat bepaald. Hiertoe zijn op 10 locaties in het petgat kreeftenkorven geplaatst op 3 juli (Figuur 7.3.10). Op 4 juli zijn de korven gelegegd. Het aantal gevangen kreeften geeft een indicatie van de kreeftendichtheid op de onderzoekslocatie in de Westbroekse Zodden.



Figuur 7.3.10. Overzicht van de locaties waar de tien kreeftenkorven zijn geplaatst. Alle korven zijn in het petgat met de proefopstelling tegen vogelvraat geplaatst.

Figure 7.3.10. Overview of the locations where crayfish traps have been placed. All traps were placed in the turf pond of the enclosure experiment.

7.4 Resultaten & Discussie

7.4.1 Uitgangssituatie van het onderzochte petgat

7.4.1.1 Chemische samenstelling van het oppervlaktewater

In het voorliggende onderzoek is de chemische samenstelling van het oppervlaktewater bemonsterd om de chemische uitgangssituatie van het petgat vast te leggen. De chemische samenstelling varieert weinig binnen het petgat (Tabel 7.4.1). Het water is relatief voedselarm. Vooral tijdens de meting in september 2019 waren de fosforgehaltes (P-totaal en orthofosfaat) laag. In januari 2021 lagen de totaal fosforconcentraties wel wat hoger dan de grens van 0,04 mg P/l, die Cusell et al. (2013, 2022) en van Diggelen et al. (2018) wenselijk achten voor goede trilveenontwikkeling. Omdat dit echter buiten het groeiseizoen is, zijn de effecten hiervan naar verwachting zeer beperkt. Verder is het opvallend dat de calciumconcentraties in september 2019 ongeveer anderhalf keer zo hoog waren als in januari 2021 (circa 61 mg/l versus circa 42 mg/l). Dergelijke verschillen in calciumconcentraties tussen de winter en zomer worden vaker waargenomen in laagveengebieden (o.a. Cusell et al., 2013, 2022) en zijn over het algemeen het resultaat van een grotere regenwater-invloed in de winter en een grotere invloed van (relatief basenrijk) inlaatwater en/of grondwater in de zomer. Ten slotte is het belangrijk om te vermelden dat de sulfaatconcentraties in het petgat zowel in september 2019 als januari 2021 laag zijn. Voor alle parameters dient in het achterhoofd gehouden te worden dat het hier om slechts twee steekproeven gaat, en dat onduidelijk is hoe de stofconcentraties door de tijd variëren.

Tabel 7.4.1. Chemische samenstelling van het oppervlaktewater in september 2019 en januari 2021. Waarden zijn (m.u.v. pH) in mg/l.

Table 7.4.1. Chemical water quality as measured in September 2019 and January 2021. Values are in mg/l except for pH.

	pH	Cl	N- NO3	N- NH4	P- PO4	Ptotal	Ca	Mg	S	Fe
Gaas+Lint 1 ('19)	8,1	13	<0,2	0,07	<0,02	<0,05	60	3,0	1,9	0,82
Controle 2 ('19)	7,7	13	<0,2	0,10	<0,02	<0,05	61	3,0	1,6	0,90
Gaas+Lint 3 ('19)	7,7	13	<0,2	0,07	<0,02	<0,05	61	3,1	2,0	0,88
Controle 4 ('19)	7,9	13	<0,2	<0,05	<0,02	0,07	62	2,8	<1,0	NA
Gaas+Lint 1 ('21)	8,0	11	0,5	0,30	0,02	<0,05	41	3,0	1,5	2,3
Controle 2 ('21)	7,8	11	0,6	0,32	0,08	0,09	42	2,9	1,8	3,8
Gaas+Lint 3 ('21)	7,9	11	0,5	0,32	0,04	0,10	42	2,9	1,6	3,6
Controle 4 ('21)	8,0	11	0,5	0,36	0,03	0,06	42	2,9	1,6	2,8

7.4.1.2 Rivierkreeftendichtheden op de onderzoekslocatie

Ook de kreeftendichtheid is in het voorliggende onderzoek bepaald om de uitgangssituatie vast te leggen. Het aantal rivierkreeften dat in de tien uitgezette korven is aangetroffen in juli 2021, is weergegeven in Tabel 7.4.2. In totaal zijn 51 rivierkreeften aangetroffen, waarvan vijf geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften en 46 rode Amerikaanse rivierkreeften. In vergelijking met andere gebieden is dit aan de hoge kant (zie hoofdstuk 3).

Tabel 7.4.2. Aantal gevangen rivierkreeften in de uitgezette kreeftenkorven in het onderzoekspetgat. Zowel de rode Amerikaanse rivierkreeft als de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zijn aangetroffen.

Table 7.4.2. Number of crayfish that are caught in the traps. Both the red swamp crayfish and the virile crayfish were caught.

Korf	Aantal kreeften	Soort
1	6	rode Amerikaanse rivierkreeft
2	5	rode Amerikaanse rivierkreeft
3	2	rode Amerikaanse rivierkreeft
4	9	rode Amerikaanse rivierkreeft
5	3	rode Amerikaanse rivierkreeft
6	3	rode Amerikaanse rivierkreeft
7	3	geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
	1	rode Amerikaanse rivierkreeft
8	1	geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
	4	rode Amerikaanse rivierkreeft
9	9	rode Amerikaanse rivierkreeft
10	1	geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
	4	rode Amerikaanse rivierkreeft

7.4.2 Vogels: soorten, dichtheden en graasdruk

7.4.2.1 Waargenomen vogelsoorten

In Tabel 7.4.3 zijn alle waargenomen soorten en het aantal op de camera's getelde individuen per soort weergegeven. Enkele bijzondere soorten die alleen buiten de telvakken zijn waargenomen, zijn toegevoegd met een '+'. Knobbelzwaan, meerkoet en grauwe gans zijn met afstand het meest waargenomen, gevolgd door wilde eend, fuut en kuifeend. Ook het aantal zilverreigers is hoog, daarbij moet worden opgemerkt dat het aantal reigers in werkelijkheid nog hoger ligt dan de hier weergegeven aantallen omdat deze niet consequent in alle periodes zijn geteld.

Opvallend is ook dat op 16 camerabeelden (verspreid over 7 unieke dagen) een roerdomp is waargenomen en één keer een purperreiger. Omdat roerdomp een onopvallende soort is in zo'n kragge, is het zeer waarschijnlijk dat deze soort onderschat is. Ook tijdens het veldwerk is meermaals een roerdomp waargenomen op de kragge. Blijkbaar vormen dit soort kraggen een aantrekkelijk foerageergebied voor roerdomp en grote zilverreiger. De roerdomp is alleen waargenomen in de controlevakken. Deze soort lijkt dus het gaas en lint te vermijden.

Ten slotte zijn in of boven het open water de soorten nonnetje, zwarte stern en ijsvogel een enkele keer waargenomen, allemaal foeragerend op vis in het open water van het petgat. Voor het onderzoek zijn deze verder niet relevant.

Tabel 7.4.3. Totale soortenlijst en het aantal keer dat een soort is waargenomen op een camerabeeld. Soorten met een + zijn alleen buiten de telvakken waargenomen. *Aantallen blauwe reiger en grote zilverreiger zijn incompleet, zie tekst.

*Tabel 7.4.3. Species list and the number of times a species has been observed on camera. Species with a '+' were only observed outside the counted areas. *Numbers of Blue heron and Great white egret are incomplete.*

Soort	Aantal waarnemingen
aalscholver	5
blauwe Reiger	10*
fuut	120
grauwe Gans	557
grote Zilverreiger	295*
ijsvogel	2
kuifeend	70
knobbelzwaan	747
krakeend	2
meerkoet/kuifeend	79
meerkoet	710
nonnetje	+
nijlgans	1
ooievaar	5
purperreiger	1
roerdomp	16
slobeend	2
smient	1
wilde eend	244
waterhoen	2
zwarte stern	+
onbekende soort	7

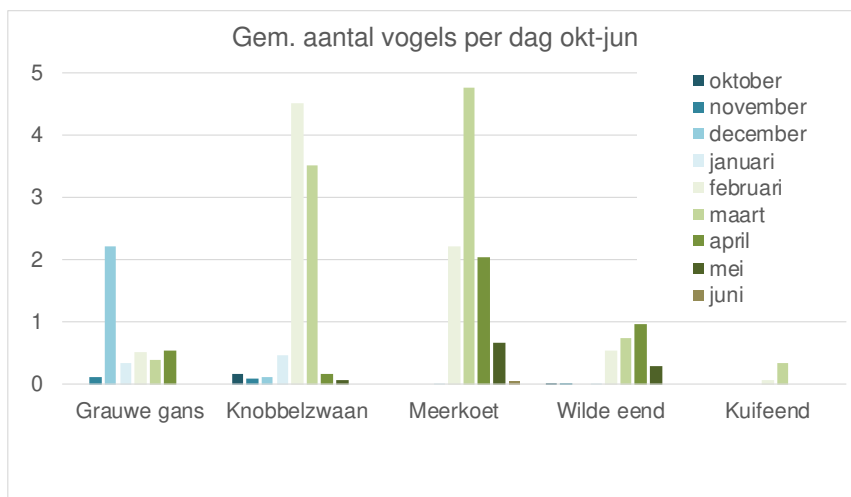
7.4.2.2 Selectie relevante soorten, verwerking onzekere determinaties

Voor de analyse van vogelvraat zijn alleen de herbivoren die in relatief grote aantallen voorkomen van belang; dit zijn knobbelzwaan, meerkoet, grauwe gans en wilde eend. Krakeend, nijlgans, slobbeend, smient en waterhoen zijn ook herbivoren, maar de aantallen zijn zo laag dat ze niet relevant zijn als begrazer van de kragge. Kuifeend is een omnivoor, die in praktijk echter voornamelijk schelpdieren eet, maar daarnaast ook dierlijk voedsel (macrofauna) en ondergedoken waterplanten. Kuifeenden eten voor zover bekend zelden oeverplanten en zijn daarom niet meegenomen bij de analyse.

Er zijn relatief veel waarnemingen van 'meerkoet/eend', waarbij op de foto niet met zekerheid kon worden vastgesteld of het een meerkoet of (kuif)eend was. Andere voorkomende eenden zijn gezien het verschil in grootte nagenoeg uitgesloten. Statistisch gezien is de kans dat zo'n combinatiesoort een meerkoet is 91% (710 waarnemingen van meerkoet tegen 70 van kuifeend). Van belang voor de analyse zijn echter uitsluitend de vogels die in of langs de kragge zitten en niet die op het open water. Als we het aantal waargenomen kuifeenden en meerkoeten in die zone tegen elkaar afzetten, is de kans dat het betreffende individu een meerkoet was zelfs 94%. Daarom is voor de analyse de aanname gedaan dat alle waarnemingen van meerkoet/eend in de zone langs de kragge meerkoeten zijn.

7.4.2.3 Seizoensfluctuatie van de algemeenste herbivore watervogels

In Figuur 7.4.1 is het gemiddeld aantal vogelwaarnemingen per dag weergegeven van de maanden waarin gegevens zijn geanalyseerd; hierin is dus gecorrigeerd voor het aantal analysedagen. Het getal is het aantal keer dat een vogel gezien is op de foto's die elke 15 minuten worden genomen. Vier knobbelzwanen per dag betekent dus in praktijk dat er gedurende één uur (op 4 foto's) één knobbelzwaan te zien is of gedurende een half uur (op 2 foto's) twee knobbelzwanen en de rest van de daglichtperiode geen.



Figuur 7.4.1. Gemiddeld aantal vogelwaarnemingen per dag (gebaseerd op foto's die elke 15 minuten zijn genomen) voor de vijf meest waargenomen herbivore watervogels. Het gemiddelde voor de periode 22 februari – 19 mei is gebaseerd op analyse van twee jaren (2019, 2020), voor de overige data op één jaar (okt 2019 - jun 2020). Uit de maanden juli, augustus en september zijn geen gegevens geanalyseerd.

Figure 7.4.1. Average number of bird observations per day, based on 15-minute snapshots, for the five most numerous herbivorous water birds. From the 22nd of February until the 19th of May the average is based on two seasons (2019 and 2020), the rest of the data is based on one season (Oct 2019 – Jun 2020). From July, August and September, no data has been analyzed. Species: Graylag goose, Mute swan, Coot, Mallard and Tufted duck. Tufted duck has been excluded from further analysis because it is mostly carnivorous.

Alle soorten behalve grauwe gans laten een piek zien in het voorjaar; knobbelzwaan in februari/maart, meerkoet in maart en wilde eend in april. De aantallen grauwe ganzen zijn in het voorjaar ook hoger dan in juni, oktober en november, maar de meeste ganzen zijn waargenomen in december. Deze decemberpiek wordt veroorzaakt door een relatief kleine groep van maximaal tien ganzen, die tussen 7 en 26 december vrijwel dagelijks is waargenomen in het petgat. In vergelijking met de groepen van duizenden ganzen die in sommige periodes in ons land overwinteren gaat het dus om bescheiden aantallen. Ook de overige soorten komen veelal in relatief kleine aantallen voor; meestal worden één of twee dieren tegelijk gezien. Knobbelzwaan en meerkoet zijn in de broedtijd zeer territoriaal, waardoor dit goed te verklaren is. Knobbelzwaan heeft een territorium van ongeveer 2 ha (Rowell & Spray, 2004), dus er zal zich maximaal één nest in een petgat bevinden en meer waarschijnlijk één nest per twee of drie petgaten. Het territorium van meerkoet is ongeveer 150-200 meter oever (Cavé et al., 1989); dat maakt dat er in het petgat ruimte is voor twee of drie meerkoetnesten.

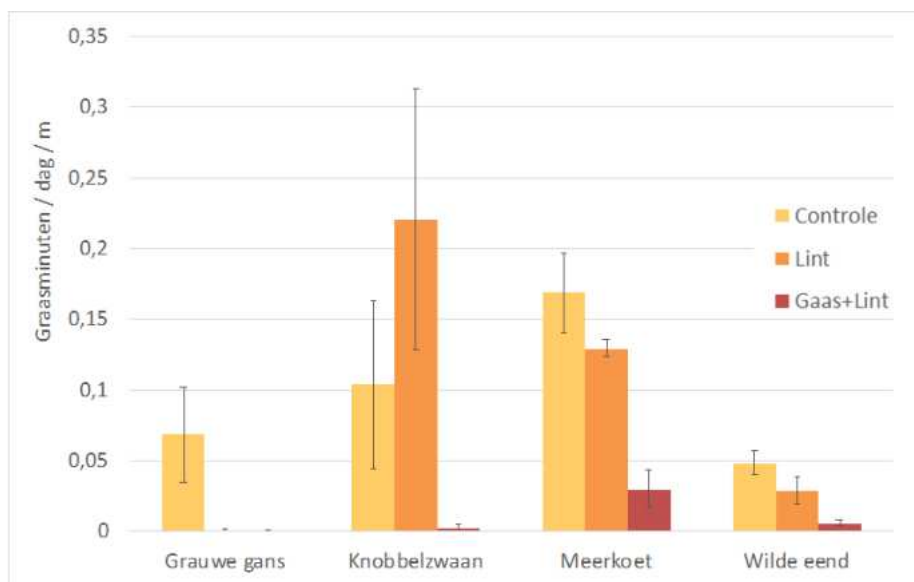
Uit de gegevens valt op te maken dat de graasdruk van ganzen en zwanen in korte periodes van enkele weken relatief hoog kan zijn, waarna ze weer een periode afwezig (kunnen) zijn. Meerkoet en wilde eend komen in de periode februari tot en met mei veel gelijkmatiger voor.

Hoewel de aantallen vogels die in de Westbroekse Zodden zijn aangetroffen, relatief beperkt zijn in vergelijking met andere gebieden, laten telegegevens van Sovon zien dat de dichtheden van grauwe gans en knobbelzwaan de afgelopen 50 jaar sterk zijn toegenomen in de Oostelijke Vechtplassen. Van meerkoet, wilde eend en kuifeend zijn de trends in het gebied onbekend.

7.4.2.4 Verschillen in vogeldichtheid tussen de behandelingen

Onderzocht is in hoeverre de behandelingen gaas+lint en lint effectief zijn voor het weren van herbivoren watervogels in de kragge. In Figuur 7.4.2 is te zien dat het aantal graasminuten per dag per strekkende meter oever in de behandeling gaas+lint veel lager is dan voor de behandeling met alleen lint en voor de controle. Het aanbrengen van gaas en lint blijkt dan ook zeer effectief voor het weren van vogels. Meerkoet en wilde eend zijn veel minder vaak waargenomen in de behandeling met gaas en lint, en knobbelzwaan en grauwe gans zijn nauwelijks aangetroffen in deze behandeling. Dat knobbelzwaan in de behandeling met gaas en lint is waargenomen komt vooral doordat het kippengaas op één moment was platgedrukt door de schapen die het aangrenzende stuk begraasden, waardoor de knobbelzwaan het vak in konden lopen via de oever.

De behandeling met uitsluitend lint is weinig effectief tegen het weren van meerkoet en wilde eend (Figuur 7.4.2). Tegen knobbelzwaan is de behandeling met lint zeker niet effectief; daarvan zijn de aangetroffen dichtheden zelfs hoger dan in de controle. Dit verschil is vrijwel zeker toeval, ook gezien de hoge standaardfout. Tegen grauwe ganzen is het lint wel heel effectief, ze zijn er vrijwel niet gezien. Blijkbaar worden ganzen afgeschrikt door de linten.



Figuur 7.4.2. Gemiddeld aantal graasminuten per dag per strekkende meter oever in de drie behandelingen (controle, lint en gaas+lint) voor de vier meest waargenomen herbivore watervogels. De standaardfout is gebaseerd op slechts 2 PQ's.

Figure 7.4.2. Average number of grazing minutes per day per running meter for the four most numerous water birds. Standard error based on (only) two PQ's.

7.4.2.5 Graasdruk

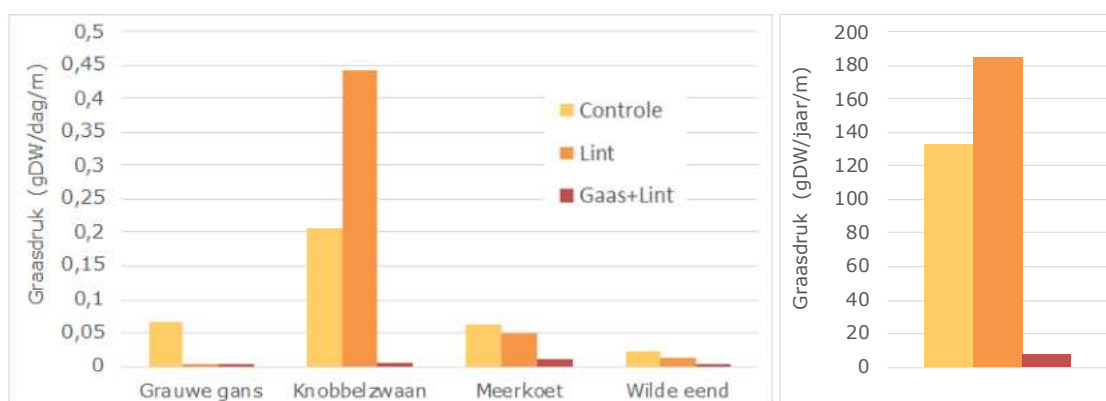
Voor het begrazingseffect van de vogels op de kragge is niet het aantal graasminuten per vogel van belang, maar de daadwerkelijke hoeveelheid geconsumeerde biomassa. Dit verschilt per vogel; een knobbelzwaan eet veel meer dan een meerkoet. De graasdruk is gekwantificeerd met behulp van de energiebehoefte van de verschillende soorten (Tabel 7.4.4). Uit de gegevens blijkt dat de vogels vooral in de ochtenduren een paar uur grazen en soms nog één of twee uur in de tweede helft van de middag. Er is daarom aangenomen dat de vogels hun totale dagelijkse energiebehoefte in ongeveer vijf uur bij elkaar grazen en de dat de consumptie per minuut dus 1/300 is van de dagelijkse behoefte. Op basis hiervan is het aantal graasminuten (Figuur 7.4.2) omgerekend naar een graasdruk in gram drooggewicht (g DW) per dag en vervolgens gesommeerd naar een totale graasdruk per behandeling per jaar (Figuur 7.4.3). Uit deze berekening per vogelsoort blijkt dat in dit petgat en tijdens de onderzoeksperiode de knobbelzwaan de belangrijkste grazer was, op afstand gevolgd door meerkoet.

Uit het project VIP-NL Natte teelten blijkt dat op verscheidene locaties ook in de avond en nacht wordt gefoerageerd. Hoewel dit verschilt per locatie, bestaat dus de mogelijkheid dat de berekende consumptie per minuut een onderschatting is.

Tabel 7.4.4. Voedselbehoefte van de vier soorten in gram per dag (Boudewijn & Dirksen, 1994).

Tabel 7.4.4. Food requirement of the species in gram per day (Boudewijn & Dirksen, 1994).

Soort	Voedselbehoefte per dag (gram)
grauwe gans	294
knobbelzwaan	598
meerkoet	113
wilde eend	149



Figuur 7.4.3. Graasdruk per behandeling. Links de graasdruk per dag uitgesplitst naar soort, rechts de totale graasdruk per jaar.

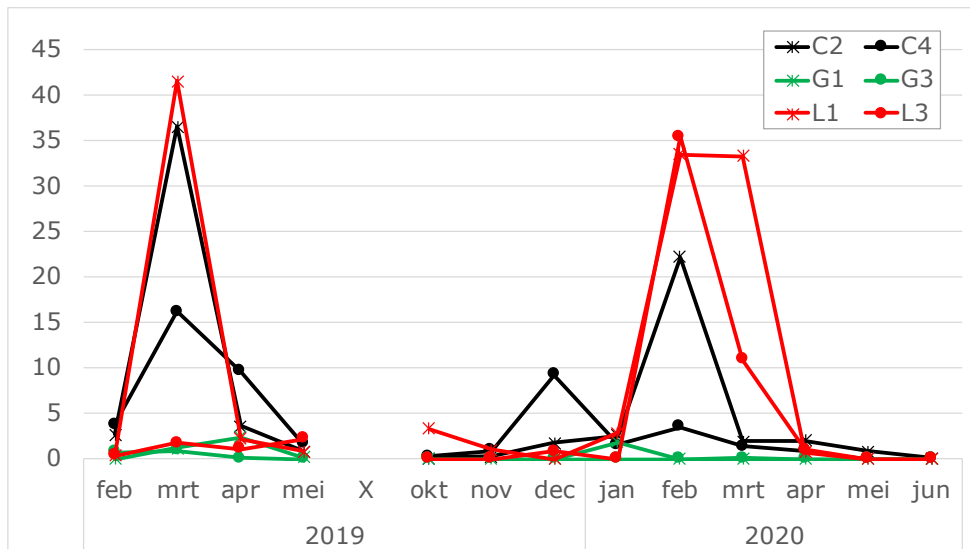
Figure 7.4.3. Average grazing pressure for the treatments. Left average grazing pressure per day per species, right the total yearly grazing pressure.

Uit deze berekening blijkt dat de totale graasdruk van herbivore watervogels in de controle PQ's en de PQ's met lint 100 tot 200 g DW per strekkende meter per jaar is. In de behandeling met gaas+lint is de totale graasdruk slechts 4 g DW/m. Deze berekening is gebaseerd op de genoemde aannames en de uitkomst is dan ook slechts een grove indicatie van de graasdruk. Zo eten ganzen minstens een deel van de tijd gras op de oever. Zwanen doen dat zelden; op de foto's is drie keer geconstateerd dat ze het doen tijdens dagen met bijzonder harde wind/golfslag. Zwanen en meerkoeten eten niet alleen oeverplanten, maar (een deel van de tijd) ook waterplanten.

De maximale bovengrondse biomassa van soortenrijke drijftillen in de Westbroekse Zodden ligt tussen de 200 en 400 gram drooggewicht per vierkante meter (Koerselman & Verhoeven, 1992; Verhoeven et al., 1996). Vergelijkbare vegetatie aan randen van de kraggen in de Westbroekse Zodden en Tienhoven hadden een bovengrondse biomassa van 388 ± 34 gram drooggewicht per vierkante meter (gem+stdev, n=7; mond. med. R. Loeb o.b.v. gegevens uit Loeb et al., 2016). Gezien de aanwezige soorten op de rand van de kragge (o.a. Liesgras) lijkt het aannemelijk dat de biomassa op de onderzoekslocatie rond de 400 gram drooggewicht per vierkante meter ligt.

De graasdruk van de vogels is berekend per strekkende meter en niet per vierkante meter. In praktijk grazen de vogels niet over de hele breedte van de kragge (acht meter), maar vooral langs de buitenste rand; naar schatting een halve tot een hele meter. Ondanks de grote onzekerheden in de berekening, is hiermee wel duidelijk dat zelfs de relatief kleine aantallen watervogels in dit petgat een significante impact kunnen hebben op de (uitbreiding van) een kragge.

In Figuur 7.4.4 is de gesommeerde graasdruk van alle soorten uitgezet in de tijd. Deze Figuur laat duidelijk de pieken in graasdruk in het voorjaar zien. In 2019 zijn vooral PQ L1, C2 en C4 begraasd, in voorjaar 2020 L1, L3 en C2. PQ C4 laat een bescheiden piek in december 2020 zien, als gevolg van de aanwezig grauwe ganzen (zie paragraaf 7.4.2.3).



Figuur 7.4.4. Graasdruk in gD/m² per PQ / behandeling in de tijd. C=controle, L=Lint, G=Gaas+Lint.
Figure 7.4.4. Grazing pressure in gD/m² for the PQ's / treatments over time. C=control, L=Lint, G=Mesh+Lint.

7.4.2.6 Waarnemingen aan gedrag

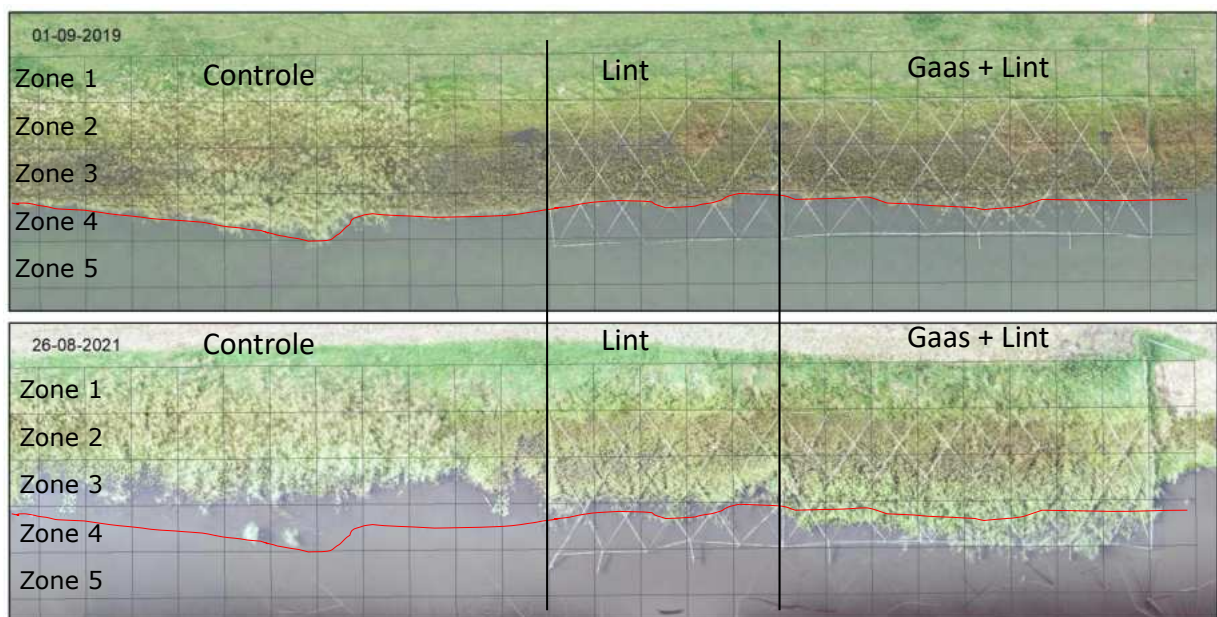
Tijdens het aanvullende veldonderzoek zijn op drie van de vijf ochtenden grauwe ganzen geobserveerd. Op 14 mei foerageerden er twee ganzen gedurende twee minuten op de oeverplanten op de kragge en vervolgens tien minuten op de wortels aan de rand van de kragge. Daarna werden ze verstoord. Op 2 en 15 juni was er een groep van respectievelijk 50 en 14 ganzen aanwezig. Deze foerageerden niet op of bij de kragge, maar op het gras op de droge oevers en gebruikten het petgat alleen als rustplaats. Gansen foerageren dus inderdaad op de (wortels van de) kragge, maar niet alle ganzen die in het petgat zitten foerageren er ook.

Meerkoeten zijn op alle velddagen foeragerend waargenomen. Ze zitten vrijwel altijd aan de rand van de kragge of dicht erbij. Ze aten daar waterplanten, wortels van de kragge en oeverplanten, waarbij ze meestal aan de onderkant van de plant (net boven water) knaagden. Dit bevestigt het beeld van de camera's dat meerkoeten van de kragge foerageren.

Tijdens het veldwerk voor vegetatiemonitoring in juni 2021 werd een meerkoetennest aangetroffen in één van de PQ's met lint (Figuur 7.4.5). Dit bevestigt het beeld dat meerkoeten zich niet laten afschrikken door linten. Het nest was opgebouwd uit een flinke hoeveelheid oeverplanten, die vrijwel zeker grotendeels afkomstig waren van de nabijgelegen kragge. Dit komt dus boven op de vegetatie die gegeten wordt en meerkoeten bouwen meerdere keren per jaar een nest.



Figuur 7.4.5. Meerkoetnest tussen de linten van het proefvak.
Figure 7.4.5. Coot nest between the ribbons of the treatment with ribbon.



Figuur 7.4.6. Luchtfoto van proefvak 1 en 2 in september 2019 en augustus 2021. In beide jaren is gemaaid nadat de foto is gemaakt. Lichtgrijze lijnen zijn de gebruikte linten. Het (virtuele) zwarte raster is gebruikt in de GIS-analyse (zie paragraaf 7.3.2.2, Figuur 7.4.7 en bijlage 3). De grens van de kragge in 2019 is in beide luchtfoto's ter referentie opgenomen als rode lijn.

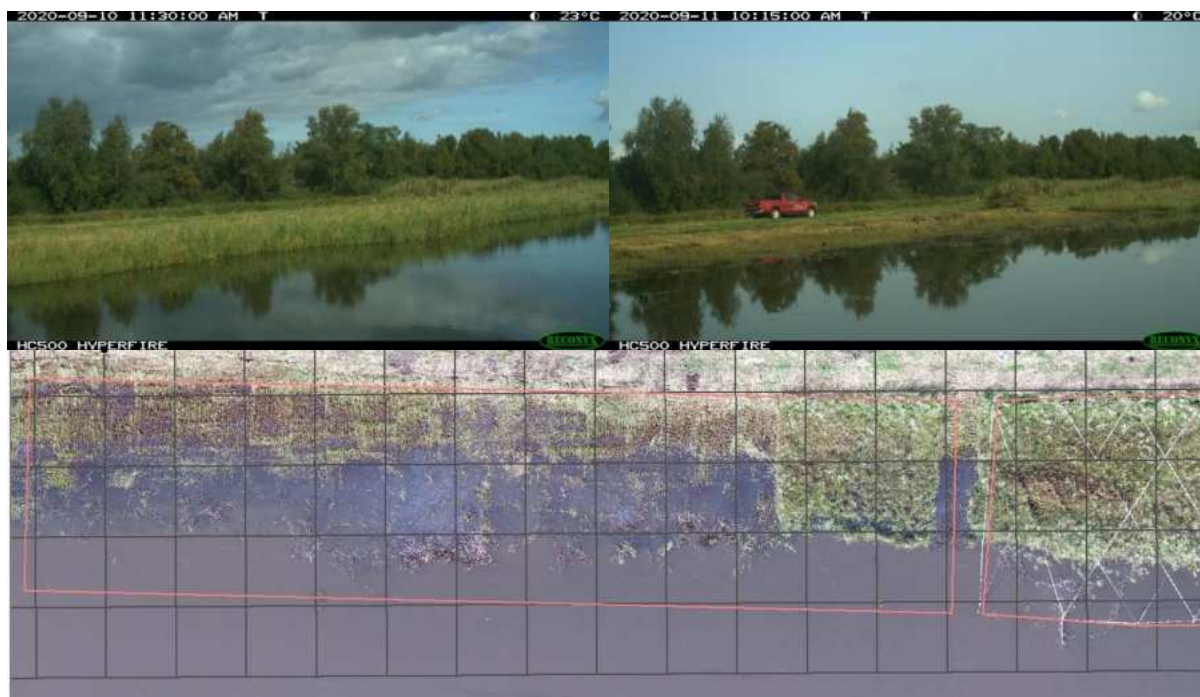
Figure 7.4.6. Drone image of PQs 1 and 2 in 2019 and 2021. Mowing took place after the picture was taken. The light grey lines are the ribbons (treatment). The (virtual) black raster is used for the GIS-analyses of vegetation coverage (see paragraph 7.3.2.2, Figure 7.4.7 and Appendix 2). The original vegetation boundary of the floating fen (2019) is marked in both pictures by the red line.

7.4.3 Kraggevorming en -uitbreiding

Verschillen tussen de behandelingen

In september 2021 was er een duidelijk verschil tussen de behandelingen ten opzichte van september 2019. In het proefvak met gaas+lint heeft de vegetatie zich sterk uitgebreid tot zelfs buiten de PQ. In het vak met lint is de vegetatie iets achteruitgegaan en de controle is sterk

achteruitgegaan (Figuur 7.4.6). De verschillen zijn echter niet alleen het gevolg van begrazing; in de controle PQ is als gevolg van het maaibeheer in 2020 een (groot) deel van de kragge weggeslagen (Figuur 7.4.7). Het is dus noodzakelijk in detail te kijken naar de ontwikkeling van de kragge in de tijd, en dit af te zetten tegen de bekende tijdstippen van maaibeheer (vastgelegd door de camera's in oktober 2019 en rond 11 september 2020) en de begrazingsintensiteit.

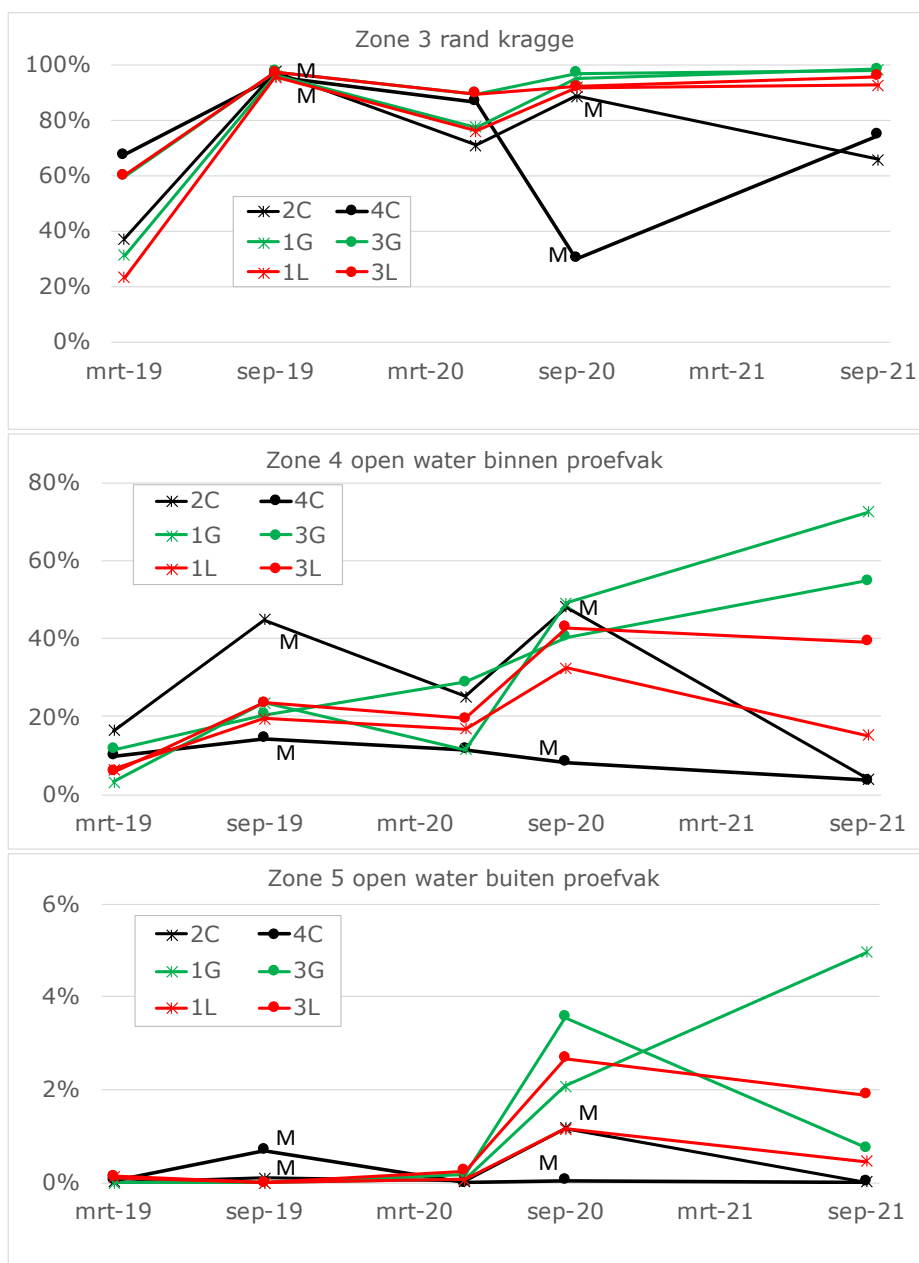


Figuur 7.4.7. Twee foto's van de vaste camera van proefvlak 4 (controle) op 10 en 11 september 2020 (voor en na maaibeheer) en een luchtfoto op 11 september 2020. Rechts op luchtfoto is de vegetatie niet gemaaid.
Figure 7.4.7. Two photos from the fixed camera of PQ 4 (control) on 10th and 11th of September 2020, before and after mowing and an aerial photo on the 11th. On the right aerial photo, the vegetation was not mowed.

Vegetatie-ontwikkeling in relatie tot begrazing door vogels en maaibeheer

De vegetatie-ontwikkeling in de tijd is weergegeven in Figuur 7.4.8, deze zijn gebaseerd op de gemiddelde bedekking zoals bepaald met een maximum likelihood analyse (zie paragraaf 7.3.2.2 voor methode en bijlage 4 voor resultaat). Periodes van hoge begrazingsintensiteit liggen vooral in het voorjaar (Figuur 7.4.4). In de grafiek zijn ook de tijdstippen van maaibeheer weergegeven in oktober 2019 (maaikorf) en rond 11 september 2020 (maaiboot). Belangrijk is dat hierbij de ene controle PQ is gemaaid vóórdát de drone de luchtfoto maakte en de andere PQ erna. Dit is in de grafiek aangegeven door de locatie van de 'M'. Alleen de controle PQ's zijn machinaal gemaaid; bij de andere PQ's maakten de aanwezige houten palen, linten en gaas dat fysiek onmogelijk. Deze zijn (later) met een bosmaaier gemaaid om het beheer zo vergelijkbaar mogelijk te houden. Beide maaimethodes hebben overigens niet precies hetzelfde effect, omdat met de bosmaaier minder biomassa gemaaid en verwijderd wordt dan machinaal. Voor de vegetatie-ontwikkeling op de kragge levert maaien met een bosmaaier echter een vergelijkbaarder resultaat op dan helemaal niet maaien zou hebben gedaan, omdat er wel een deel van de biomassa wordt verwijderd met de bosmaaier.

Het belangrijkste verschil tussen de bosmaaiermethode en het machinale maaibeheer is dat de machinale methode beide keren een flink deel van de kragge onder water heeft meegemaaid. Het is onduidelijk of dit komt doordat de bestuurder van de machinale maaier onvoldoende is aangestuurd, of doordat het praktisch niet goed mogelijk is om de vegetatie netjes op of net boven de waterspiegel af te maaien.



Figuur 7.4.8. Ontwikkeling van de vegetatiebedekking (%) in drie zones van de PQ's aan de rand van de kragge op basis met behulp van dronefoto's. De zones zijn vier meter breed; voor ligging zie 7.4.6. Kleur geeft de behandeling aan; groen: gaas+lint, rood: lint, zwart: controle. In de grafiek zijn maaitijdstippen aangeduid met een 'M'.

Figure 7.4.8. Development of vegetation coverage (%) in three zones of the PQs over time at the edge of the floating fen as calculated from drone photos. Zones are 4 meters wide as shown in figure 7.4.6. Color shows treatment; green: mesh+ribbon, red: ribbon, black: control. Also shown are the moment vegetation was mown (M).

Bij aanvang van de proef, in maart 2019, lag de grens van de kragge op de grens van zone 3 en 4 (bijlage 3). Omdat de zone recht loopt en de grens van de kragge niet, en door verschillen in hoe dicht begroeid de kragge is, varieerde de bedekking in zone 3 tussen ruim 20% (PQ 1L, Lint) en iets minder dan 70% (PQ 4, Controle). De vegetatiebedekking in zone 4 lag op dat moment overall ruim onder de 20% en zone 5 was praktisch onbegroeid. Ondanks de begrazing in dat voorjaar was de bedekking aan het einde van het seizoen in alle PQ's hoger: in zone 3 tot bijna 100% en in zone 4 tot

ongeveer 20% (en zelfs ruim 40% in één van de controles). Op de luchtfoto's is te zien dat deze toename vooral komt door een hogere interne bedekking van de vegetatie, de grens van de kragge ligt nog op dezelfde plek (bijlage 3). Alleen in PQ 1G (Gaas + Lint) en 2C (Controle) zien we een kleine uitbreiding met helofyten en dit zijn ook de PQ's die in deze periode in zone 4 het sterkst toenemen (Figuur 7.4.8). Vermoedelijk komt dat doordat in deze PQ's riet aanwezig was in de rand van de kragge, dat zich als eerste richting het water gaat uitbreiden.

In het navolgende winterhalfjaar (sep 2019 – mei 2020) nemen alle PQ's in bedekking af behalve PQ 3G (Gaas + Lint). De controle PQ's lijken iets sterker af te nemen dan de behandelingen, met name PQ 2C (Controle) en op de luchtfoto's (bijlage 3) zijn enkele gaten in zone 3 te zien die vermoedelijk zijn ontstaan doordat de maaikorf de vegetatie te diep heeft geraakt. De buitenrand van de kragge bleef gespaard, waarschijnlijk omdat de arm van de maaikorf te kort was om deze te bereiken. In het navolgende zomerhalfjaar nemen alle PQ's weer in bedekking toe, hoewel de genoemde gaten in sep 2020 nog niet helemaal zijn dichtgegroeid.

In september 2020 is de vegetatie in PQ 4C (Controle) veel lager dan in de overige PQ's. Dit komt doordat de vegetatie in die PQ de nacht voor de dronefoto is gemaaid. De andere controle PQ is de dag erna pas gemaaid en heeft dus (nog) een hoge bedekking. De impact van dit maaien is zo groot dat dit zich een jaar later (september 2021) nog niet heeft hersteld. De controle PQ's zijn dus niet langer bruikbaar als controle; hetgeen een serieuze beperking is voor het uitgevoerde experiment. Uit deze ongelukkige fout is echter wel een belangrijke conclusie te trekken: het blijkt dat regulier maaibeheer een groot risico vormt voor jonge trilvenen. Wellicht is het wel mogelijk om jonge trilvenen met standaard maaimethodes te maaien, maar indien de trilvenen zijn opgenomen in een integraal uitbesteed bestek is de kans op schade blijkbaar groot. Wij adviseren dan ook om de meest kansrijke plekken voor trilveenontwikkeling in eigen beheer te houden of apart van de rest uit te besteden.

Interessanter is dat de behandeling met gaas+lint een veel hogere bedekking in zone 4 heeft dan de PQ's met alleen lint. De lint-PQ's zijn niet machinaal gemaaid⁵ en er zijn ook duidelijk sporen van vogelvraat te zien aan de buitenrand van de kragge van behandeling lint. Dit effect is ook te zien in zone 5, maar door de lage bedekking is de toevalsfactor daar wat groter.

Er is dus sprake van een duidelijk uitbreiding van de kragge in de PQ's met gaas+lint ten opzichte van lint. Het ligt voor de hand dit te koppelen aan het grote verschil in begrazingsdruk tussen deze behandelingen (Figuur 7.4.3 en Figuur 7.4.4). Wat echter niet helemaal kan worden uitgesloten is dat golfslag ook een rol speelt. Deze is door de aanwezigheid van gaas namelijk iets minder in de PQ's.

7.4.4 Effect op de vegetatiesamenstelling

Deze paragraaf beschrijft de ontwikkelingen van de vegetatie op de kragge. De vegetatietabellen zijn opgenomen in bijlage 5.

⁵ Deze PQ's zijn wel met de bosmaaier gemaaid, net als behandeling gaas+lint, maar daarbij is de kragge niet beschadigd.

7.4.4.1 Vegetatie stevige kragge (dicht bij de oever)

Uitgangssituatie

Op het minst natte deel van de kragge (langs de oever) was bij het inzetten van het experiment een vegetatie aanwezig waarin geen enkele soort domineerde, waarbij snavelzegge, zomprus, holpijp, moeraswalstro, paddenrus, watermunt, pinksterbloem, grote boterbloem, ronde zegge, hennegras en moeraswederik aspectbepalende soorten waren (Figuur 7.4.9). Daarnaast was er een dichte moslaag, waarin gewoon puntmos domineert en stomp boogsterrenmos en veenknikmos sporadisch voorkomen. Op de natste delen van de PQ's ontbrak de moslaag en kwam klein blaasjeskruid veel voor.



Figuur 7.4.9. Voorbeeld van de vegetatie op de stevige kragge.

Figure 7.4.9. Example of the vegetation on the firm part of the floating fen.

Vegetatiekundig past deze vegetatie het best in de subassociatie met Ronde zegge van de Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge (Klasse der Kleine zeggen). Deze subassociatie duidt op oligotroof tot mesotroof, zwak zuur, maar tamelijk basenrijk milieu (Schaminée et al., 1995). Daarnaast heeft de vegetatie kenmerken van de Rietklasse (in het bijzonder van de Associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge, subassociatie met Waterdrieblad), een gemeenschap van jonge verlandingsgemeenschappen onder mesotrofe condities. Ten slotte heeft de vegetatie ook kenmerken van de associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertshooi (Dotterbloemverbond), ook wel bekend als het koekoeksbloem-rietland. Dit is een vegetatie die veel wordt aangetroffen op wat oudere, mesotrofe, gebufferde kraggen in het laagveengebied (Schaminée et al., 1995).

De Associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge, subassociatie met ronde zegge behoort tot het Natura 2000-habitatype H7140A Trilvenen. Meestal bestaat de kern van een goed ontwikkeld trilveen echter uit de Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge, die onder nog iets voedselarmere en basenrijkere omstandigheden voorkomt dan de aangetroffen vegetaties. Beide associaties worden tot het habitatype H7140A Trilvenen gerekend. Aangezien de basenrijkdom

meestal langzaam afneemt gedurende de successie op kraggen, lijkt het niet waarschijnlijk dat de huidige vegetatie zich (nog) richting een Associatie van Schorpioenmos en Ronde Zegge gaat ontwikkelen. Het stevige deel van de kragge ligt echter relatief dicht bij de oever, waar het water ondieper is en de kragge is vastgegroeid aan de bodem. Bovendien is er waarschijnlijk ook enige invloed van nutriënten van de naastgelegen droge oever, die vroeger in landbouwkundig gebruik is geweest. Het is mogelijk dat de verder van de oever gelegen delen van de kragge wel basenrijker en minder voedselrijk zijn (en blijven).

Ontwikkelingen en effecten van begrazing door vogels

Op het deel van de kragge dicht bij de oever zijn in de drie jaar waarin de kragge is gemonitord geen grote veranderingen in vegetatiesamenstelling opgetreden. De ontwikkelingen passen in een beeld van een langzame successie: een afname van jonge verlandingssoorten zoals snavelzegge en klein blaasjeskruid en vestiging/toename van soorten van kleine zeggenvegetaties (paddenrus, hennegras, zompzegge, zwarte zegge, moerasstruisgras, ronde zegge en melkeppe) en graslandplanten (gestreepte witbol, fioringras). De moslaag is wat diverser en soortenrijker geworden; dominante soort blijft gewoon puntmos, maar veenknikmos, stomp boogsterremos, moerassikkelmos, sliertmos, hartbladig nerfpuntmos en sterrengoudmos hebben zich gevestigd of nemen toe. Alleen van veenknikmos is bekend dat deze aanwezig was in het maaisel. De andere soorten zijn dus zelfstandig gekomen of bij het maken van de opname in het maaisel gemist. Daarnaast is het mogelijk dat deze soorten 'meegelift' zijn onder de laarzen van de onderzoekers. Hoewel we nooit op dezelfde dag in een ander terrein geweest, is dit niet uit te sluiten omdat de mosfragmenten geruime tijd kunnen overleven. De gemiddelde soortenrijkdom is toegenomen van 23 naar 30 soorten per PQ (4 m²).

De PQ's in de behandelingen vertonen ten opzichte van elkaar kleine verschillen in soortensamenstelling, maar deze verschillen bestonden al bij aanvang van het experiment. Er zijn geen verschillen tussen de behandelingen in de ontwikkeling van de vegetatie. Dat werd ook niet verwacht, aangezien er nauwelijks begrazing is geconstateerd op de vaste kragge.

7.4.4.2 Vegetatie slappe kragge (dicht bij het water)

Uitgangssituatie

De vegetatie op de slappe kragge (Figuur 7.4.10) wordt vrijwel overal gedomineerd door snavelzegge, holpijp grote boterbloem en watermunt, terwijl in het water klein blaasjeskruid groeit. Een heel scala aan soorten is vrijwel altijd aanwezig, maar bedekt zelden meer dan 5%, zoals moeraswederik, gewone waterbies, kleine watereppe, liesgras, riet, moerasandoorn en grote watereppe. Kroossoorten zijn weinig aanwezig; opvallend is dat het zeldzame kroosmos (een op kroos gelijkend drijvend mos) vrijwel jaarlijks in enkele PQ's wordt gevonden.

Deze vegetatie past in het systeem van de (revisie van de) vegetatie van Nederland het best in de associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge, subassociatie van Waterdrieblad, maar heeft ook kenmerken van de RG Holpijp [rietklasse] en de RG Snavelzegge [Orde van Zwarte zegge/Rietklasse]. Den Held et al. (1992; in: Loeb et al., 2016) beschreven deze vegetaties als het "Snavelzegge-type" (met Holpijp en Grote boterbloem). De vegetatie is indicatief voor basenrijke, mesotrofe tot licht eutrofe verlanding. De eutrofe kant wordt vertegenwoordigd door soorten als kroos, liesgras en moerasandoorn, terwijl de hoge bedekking met snavelzegge en klein blaasjeskruid wijst op voedselarmere condities die eerder passen bij de klasse der kleine zeggen.



Figuur 7.4.10. Voorbeeld van de vegetatie op de slappe kragge (rechterdeel foto).

Figure 7.4.10. Example of the vegetation on the weak and wobbly part of the floating fen (right part photo).

Ontwikkelingen en effecten van begrazing door vogels

Het eerste wat opvalt is de sterke achteruitgang van de vegetatiebedekkingen (van vrijwel alle soorten) in de controle PQ's, als gevolg van het maaibeheer. Daarnaast zien we in de zone van de slappe kragge, net als in op de stevige kragge zone dicht bij de oever, langzame successie optreden. Holpijp en snavelzegge nemen licht af, terwijl soorten van latere succesiestadia zich vestigen of toenemen (o.a. paddenrus, moeraswalstro, gewoon puntmos, gewone wederik en ronde zegge). Deze successie treedt op in alle behandelingen, ook in het resterende deel van de controle PQ's (het deel dat niet is weggemaaid). De successie lijkt in de behandeling met lint relatief snel te verlopen, terwijl bij gaas+lint relatief weinig veranderd is. Vermoedelijk is dit een verschil in uitgangssituatie of ligging en dus het gevolg van toeval; de PQ's met lint hebben ook slechts twee replica's. De conclusie is dat de waargenomen successie niet het gevolg is van het experiment maar een autonoom proces.

Er lijkt wel een klein effect van behandeling te zijn op de soortensamenstelling van de slappe kragge, namelijk dat liesgras en riet in de behandeling met gaas+lint toenemen en in de andere behandelingen niet. Dit is goed te verklaren: deze grassen zijn goed eetbaar (zowel bovengrondse als ondergrondse delen), in tegenstelling tot veel andere soorten in deze vegetatie.

7.4.4.3 Vegetatie buiten de kragge (open water)

Uitgangssituatie

De uitgangssituatie van de zone buiten de kraggen is niet vastgelegd door middel van vegetatieopnames. Op het moment van aanleg was deze zone echter zo spaarzaam begroeid dat een vegetatieopname niet zinvol was. Dit is tevens duidelijk te zien op foto's en luchtfoto's.

Ontwikkelingen en effecten van behandeling

De uitbreiding van kragge in gaas+lint lijkt in veel opzichten op de vegetatie op de slappe kragge (zie vorige paragraaf). Van afstand lijkt het wellicht alsof riet domineert (Figuur 7.4.11), maar dat is niet het geval; ook hier is sprake van een combinatie van soorten van eutrofe en soorten van mesotrofe omstandigheden. Holpijp, snavelzegge, riet, liesgras en grote lisdodde zijn de soorten die het verst het open water in groeien. Grote boterbloem, watermunt, klein blaasjeskruid en moerasandoorn groeien er achteraan. Ook waterdrieblad heeft zich hier en daar in deze zone gevestigd (Figuur 7.4.11), maar niet in de steekproef van de PQ's. Deze vegetatie lijkt zich snel te ontwikkelen richting hetzelfde type als aan de rand van de kragge aanwezig was bij de start van het experiment. Bij de behandeling lint en in de controle PQ's heeft de kragge zich niet uitgebreid.

In 2021 waren in een groot deel van het petgat lokaal velden met kranswieren aanwezig buiten de PQ's (*Chara hispida* en *Chara virgata*), sporadisch zijn deze soorten ook in de PQ's gevonden (bijlage 5). In eerdere jaren zijn deze kranswieren niet waargenomen. De aanwezigheid van kranswieren was niet gekoppeld aan een behandeling en vrijwel zeker heeft het ook niets met het experiment te maken. Kranswieren kunnen als pioniersoorten in bepaalde jaren veel prominenter aanwezig zijn dan in andere jaren.



Figuur 7.4.11. Uitbreiding van de kragge in de PQ's met gaas+lint tot juni 2021. Bij aanleg stonden de palen links ongeveer 4 meter van de rand van de kragge.

Figure 7.4.11. Expansion of the floating fen in the treatment mesh+ribbon until June 2021. At the start of the experiment, the wooden poles on the right were put about 4 meters from the edge of the floating fen.

7.4.4.4 Biobouwers

Door het fluctuerende waterpeil in het petgat konden de ingebrachte wortelstokken en zaden zich verspreiden. Dit is het duidelijkst te zien aan de wortelstokken van waterdrieblad, die niet alleen op de uitgezette transecten maar ook daarbuiten los drijvend werden waargenomen. Op het droge, stevige deel van de kragge is waterdrieblad teruggevonden in twee van de vier PQ's waar de soort is aangeplant (bijlage 5). Op het natte, dunne deel van de kragge is de soort ook in 2 van de 4 aanplant-PQ's teruggevonden, maar ook in 1 van de 6 PQ's waar de soort niet is aangeplant. Een flink aantal planten heeft ook wortel geschoten op de overgang van de kragge naar het open water (Figuur 6.4.11). De verwachting is dat de soort hier een belangrijke bijdrage kan leveren aan de verlanding van de jonge kragge. De eveneens aangeplante wortelstokken van slangewortel deden het veel minder goed. Slechts in één PQ is de soort teruggevonden in 2020 en in 2021 was de soort geheel verdwenen uit de PQ's. Buiten de PQ's staat de soort nog wel op een enkele plek. Het is onduidelijk waarom slangewortel niet goed aansloeg.

Ronde zegge bleek meer aanwezig in de PQ's dan vooraf was ingeschat. Hierdoor is het effect van het aanbrengen van maaisel (met veel zaden van deze soort) moeilijk vast te stellen. De soort heeft nieuwe PQ's gekoloniseerd en zich uitgebreid in PQ's waar ronde zegge reeds aanwezig was. Dit gebeurde echter net zoveel in PQ's waar maaisel is aangebracht als in PQ's waar geen maaisel is aangebracht. Ronde zegge komt veel voor in de proefvakken en in sommige PQ's is de bedekking van de soort toegenomen tot meer dan 5%. De verwachting is dat deze soort verder zal toenemen door de grotere beschikbaarheid van zaadbronnen.

Moeraskartelblad is (uit zaad) opgekomen en komt nu voor met 5-50 individuen per PQ. De soort bloeit en zet zaad en kan zich dus in komende jaren waarschijnlijk nog verder uitbreiden.

Wateraardbei en draadzegge zijn sporadisch gevonden. Blijkbaar is het milieu voor deze soorten (en voor slangewortel) toch niet helemaal geschikt, maar in welk opzicht blijft onduidelijk.

Door het inbrengen van biobouwers is duidelijk geworden dat er voor een aantal van de ingebrachte soorten een verspreidingsknelpunt was. Waterdrieblad kwam voor in een ander petgat op een afstand van slechts 250 meter, maar wist dit petgat niet eerder te bereiken. Ook moeraskartelblad, wateraardbei en draadzegge hadden zaadbronnen binnen enkele honderden meters. De meeste planten die in of langs het water groeien zijn voor hun verspreiding vooral aangewezen op drijvende diasporen (hydrochorie) en verspreiden zich slechts over korte afstand via de lucht; met uitzondering van mossen, sporenplanten zoals holpijp en grassen (van de Haterd *et al.* 2018). Een verbinding via het water is dus van belang voor de verspreiding en kunstwerken zoals duikers kunnen daarin een grote barrière vormen (Soomers *et al.*, 2012).

Of en zo ja welke rol de ingebrachte biobouwers gaan spelen bij de ontwikkeling van de vegetatie naar een soortenrijk trilveen valt in deze korte monitoringsperiode nog niet te zeggen. De vestiging van waterdrieblad aan de buitenzijde van de kragge en de toename van ronde zegge op de vaste kragge zijn positieve aanwijzingen. Aanbevolen wordt de kragge over een jaar of vijf nogmaals te bezoeken en wellicht de vegetatie van enkele PQ's nogmaals te karteren. De PQ's zijn met dGPS ingemeten en zijn dus ook zonder de markeringen terug te vinden.

7.4.5 Aanbrengen van structuur (BESE-elements)

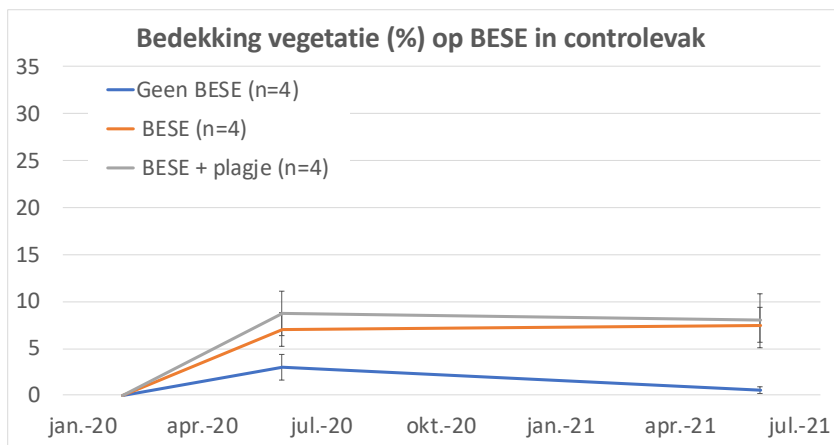
In de referentiebehandelingen met vogelvraat zien we in het eerste groeiseizoen (van de plaatsing in februari tot de opname in juni) de vegetatiebedekking toenemen tot ongeveer 3% op de plekken zonder BESE en tot 8% op de BESE (Figuur 7.4.13). Omdat de PQ's in de tussentijd niet gemaaid zijn, is dit (beperkte) effect waarschijnlijk het gevolg van de BESE. Mogelijke verklaringen voor het verschil zijn de bescherming die de BESE bieden tegen hydrodynamiek en vogelvraat.

In het tweede jaar zien we echter dat de bedekking van de plekken zonder BESE weer afneemt. Dit komt door het maaien van de kragge (zie paragraaf 7.4.3). De BESE zijn niet gemaaid, vermoedelijk omdat de maaimachine vastliep op de constructie (die met stevige betonijzers was vastgezet). Uit het feit dat de vegetatie in het tweede jaar gelijk bleef, terwijl alle omringende vegetatie was verwijderd, blijkt dat de BESE-elementen enige mate van bescherming bieden voor geïsoleerde plukken vegetatie in het omringend open water (tegen golfslag etc.). Het is echter niet vast te stellen of de vegetatie zonder maai-beheer zich zou hebben uitgebreid.

Binnen de behandeling gaas+lint steeg de vegetatiebedekking op de BESE-elementen in een jaar naar ongeveer 10%. In het tweede jaar was er echter geen verdere toename meer (Figuur 7.4.12). De vegetatiebedekking in de controle PQ's zonder BESE steeg van 0 naar 15% in het eerste jaar en naar ruim 25% in twee jaar; de kragge heeft zich in het vak duidelijk uitgebreid (zie paragraaf 7.4.3). Het aanbrengen van BESE-elementen in de behandeling gaas+lint heeft na twee jaar dus minder vegetatiebedekking opgeleverd dan zonder BESE. In het veld was dit effect ook duidelijk: de kragge groeide rondom de BESE, maar niet erop (Figuur 7.4.14).

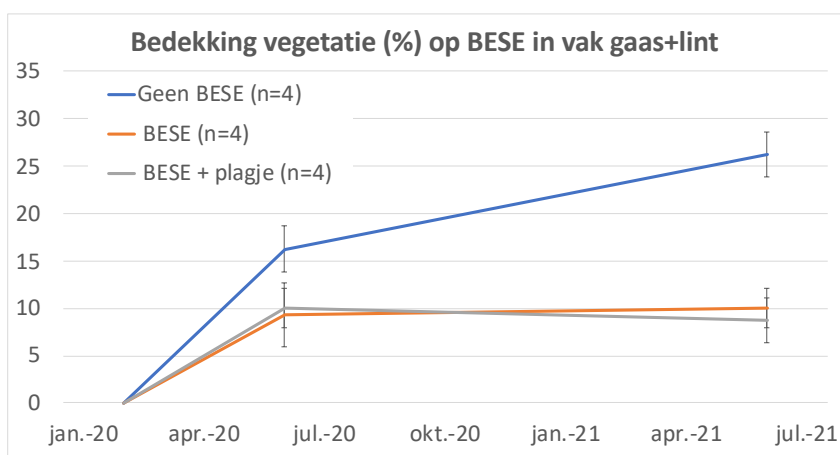
Het aanbrengen van een klein plagje uit de nabijgelegen kragge in de BESE had geen effect op de vegetatiebedekking.

In diverse andere onderzoeken heeft het aanbrengen van BESE-elementen een positief effect gehad op de groei van aquatische vegetatie (Temmink et al. 2020; Temmink 2020). In dit onderzoek aan emergente planten was dat dus niet het geval. Er is mogelijk een klein positief effect in de controle PQ's zonder gaas+lint, maar in de PQ's met gaas en lint leverde de BESE een geringere vegetatiebedekking op dan alleen de gaas+lint behandeling zonder BESE. Hiervoor kunnen diverse verklaringen zijn. Een mogelijke verklaring is dat de aanwezige kragge meebeweegt met het fluctuerende waterpeil. Het was de bedoeling dat de BESE-elementen voorzien van kurk zouden drijven, maar in praktijk bleek het drijfsysteem onvoldoende te functioneren. Daardoor waren de planten die in de BESE groeiden onderhevig aan de waterstandfluctuaties. Het lijkt vrijwel zeker dat droogval van de wortels niet heeft plaatsgevonden, maar inundatie met 1-2 decimeter zeker wel. Dit kan zeker een effect hebben gehad op de groei van de planten in de BESE. Daarnaast kan het ook zo zijn dat de BESE in een zich zeer snel uitbreidende kragge ook een 'ongewenste' obstakel kan zijn.



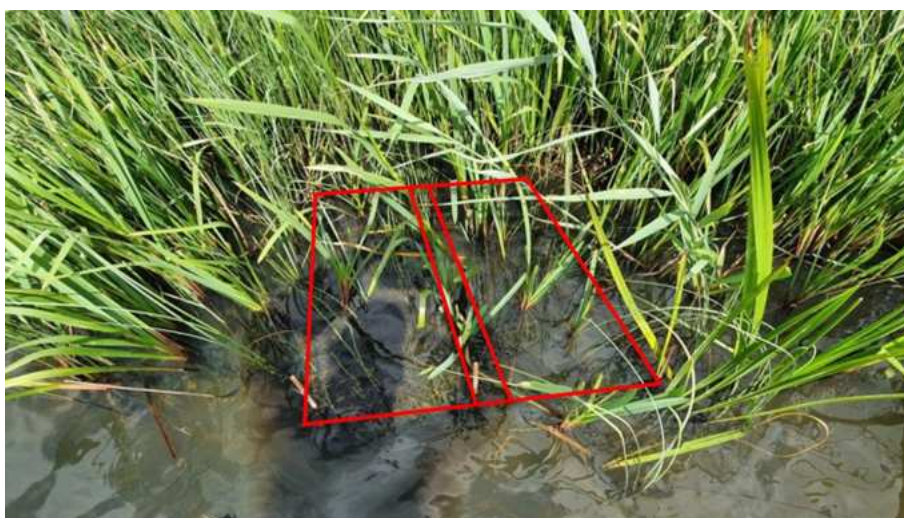
Figuur 7.4.12. Ontwikkeling van de vegetatiebedekking op de BESE-elementen in controle PQ's.

Figure 7.4.12. Vegetation coverage over time on the BESE-elements in the control.



Figuur 7.4.13. Ontwikkeling van de vegetatiebedekking op de BESE-elementen in behandeling gaas+lint.

Figure 7.4.13. Vegetation coverage over time on the BESE-elements in the treatment mesh+ribbon.



Figuur 7.4.14. Foto van twee BESE-elementen (voor de duidelijkheid rood omlijnd) in juni 2021 in de behandeling gaas+lint.

Figure 7.4.14. Picture of two BESE-elements (red-lined for clarity) in June 2021 in treatment mesh+ribbon.

7.5 Conclusies

Omgerekend naar graasdruk (in gram drooggewicht per strekkende meter oever) was knobbelzwaan in het experiment de belangrijkste grazer van de kragge, op enige afstand gevolgd door meerkoet, grauwe gans en wilde eend. De behandeling met gaas en lint was bijzonder effectief in het weren van vogels, alleen meerkoet en wilde eend werden incidenteel in dit proefvak gezien. De behandeling met alleen lint was effectief in het weren van ganzen, maar meerkoet en knobbelzwaan leken zich er niets van aan te trekken.

De aantallen waargenomen vogels zijn relatief gering, zeker in vergelijking met de grote groepen ganzen die in delen van Nederland overwinteren. Uit berekeningen is echter gebleken dat de graasdruk in de controle en de behandeling met lint in dezelfde orde van grootte ligt als de maximale staande biomassa van de vegetatie van de buitenste meter van de kragge. Geringe aantallen vogels kunnen dus al een impact hebben op dergelijke vegetaties. De graasdruk was nagenoeg nihil in de gaas+lint PQ's.

De kragge breidde zich sterk uit in de PQ's met gaas+lint. Het gaat dan met name om een uitbreiding van de buitenste kraggezone (langs het water), die gedomineerd wordt door soorten als snavelzegge, holpijp en grote boterbloem. In de vakken met alleen lint was eigenlijk geen duidelijke verandering te zien. In de controle PQ's ging de kragge zelfs achteruit, maar dit kwam door onzorgvuldig uitgevoerd (machinaal) maaibeheer. Of de uitbreiding in de PQ's met gaas+lint alleen een effect van het uitsluiten van begrazing (en maaibeheer) is, of dat een geringere golfslag ook een rol speelt kan op basis van het huidige experiment niet worden vastgesteld.

De vegetatiesamenstelling op de kragge is gedurende het 2,5 jaar lopende experiment weinig veranderd. Er zijn vooralsnog geen aanwijzingen dat het verlandingsproces tot trilveen is versneld door de maatregelen, maar hiervoor is 2,5 jaar onderzoek eigenlijk te kort.

De ingebrachte biobouwers laten een wisselend beeld zien. Geconcludeerd kan worden dat er voor waterdrieblad, moeraskartelblad, slangewortel en wateraardbei en mogelijk ook voor draadzegge en ronde zegge een verspreidingsknelpunt aanwezig was, ondanks dat deze soorten enkele honderden meters van het petgat voorkomen (zonder open verbinding via water).

De aan de rand van de kragge aangebrachte BESE-elementen hebben geen positief effect gehad op de uitbreiding van de kragge. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de BESE onvoldoende mee konden bewegen met de waterstand.

Indien maaibeheer onzorgvuldig wordt uitgevoerd kan dit de jonge trilveenkragge beschadigen of zelfs geheel doen afsterven, waardoor de ontwikkeling jaren wordt teruggezet. Wij concluderen dat het opnemen van jonge verlandingssituaties in een integraal uitbesteed bestek een (te) groot risico oplevert en adviseren om de meeste kansrijke plekken voor trilveenontwikkeling in eigen beheer te houden of apart van de rest uit te besteden.

C. Invloed van het inbrengen van biobouwers op de mesotrofe verlanding

8. Het effect van maaiseltoediening en maaibeheer in verlandingsvegetaties in de Weerribben

8.1 Samenvatting

In de Weerribben is in juli 2019 in een petgat met krabbenscheerverlanding (bij de Draaien) een maaiselexperiment ingezet. In dit petgat zakte krabbenscheer al verscheidene jaren niet meer naar de bodem in de winter en kwamen soorten als moerasvaren, kleine lisdodde en grote zeggen al veelvuldig voor in de vegetatie. De verlanding richting het habitatype H7140A Overgangs- en trilveen (trilveen) zette echter (nog) niet door. Doel van het onderzoek was om te onderzoeken of het inbrengen van maaisel uit een goed ontwikkeld trilveen (de Stobbenribben), de jonge mesotrofe verlanding (en daarmee de ontwikkeling tot trilveen) kan faciliteren. Hierbij is ook onderzocht welk effect het al dan niet maaien van de vegetatie heeft op de ontwikkeling van de vegetatie richting trilveen.

Voor het experiment zijn twaalf PQ's uitgezet in een petgat met een drijvende vegetatie die gedomineerd werd door kleine lisdodde, riet, moerasvaren en grote zeggen die stonden op een voormalige krabbenscheervegetatie. Drie van de PQ's dienden als controle, drie PQ's werden gemaaid, drie PQ's werden voorzien van maaisel uit het goed ontwikkelde trilveen in de Stobbenribben en in drie PQ's is zowel gemaaid als maaisel uit de Stobbenribben ingebracht. Tussen 2019 en 2022 werd de vegetatiesamenstelling jaarlijks in beeld gebracht. In 2022 zijn monsters genomen van het oppervlaktewater waarmee de fysisch-chemische samenstelling van het water is bepaald. Tevens is de lichtbeschikbaarheid in de PQ's gemeten in 2021 en 2022.

Uit de resultaten blijkt dat het inbrengen van maaisel positieve effecten kan hebben op de vegetatiesamenstelling, met name als het gaat om de moslaag. Rood en groen schorpioenmos vestigden zich al in het eerste jaar na het inbrengen van maaisel met een vrij grote bedekking in de 'maaisel' en 'maaien + maaisel' behandelingen. Dit wijst erop dat de abiotische condities in de basis op orde zijn voor het aanslaan en overleven van deze kenmerkende trilveenmossen, en dat dispersie naar verwachting een knelpunt vormt. De bedekking met schorpioenmossen nam gedurende het experiment over het algemeen toe (of bleef gelijk) in de PQ's met de behandeling 'maaien + maaisel'. In de PQ's die niet gemaaid werden, nam de bedekking met schorpioenmossen over de jaren doorgaans weer af, of bleef stabiel op een lagere bedekking. Het verschil wordt vermoedelijk veroorzaakt door de hogere lichtbeschikbaarheid in de PQ's met de behandeling 'maaien + maaisel', als gevolg van het maaibeheer. Daarnaast speelt ook fysieke verspreiding door het maaibeheer mogelijk een rol bij het verschil in bedekking tussen beide behandelingen. Welk proces hierbij de belangrijkste rol speelt, kan uit het experiment niet worden geëxtraheerd. Hoe dan ook lijkt maaibeheer een belangrijke voorwaarde voor de verspreiding van schorpioenmossen. In de PQ's waarin geen maaisel is ingebracht (de PQ's met de behandeling 'maaien' en de PQ's die dienden als controle) zijn schorpioenmossen helemaal niet aangetroffen.

Naast de schorpioenmossen, hebben ook enkele vaatplanten die kenmerkend zijn voor trilveen zich gevestigd uit het maaisel. Het gaat hierbij onder andere om moeraskartelblad, groenknolorchis, ronde zegge en draadzegge. De vaatplanten breidden echter moeizaam of niet uit, en waren slechts met één of enkele individuen in de PQ's aanwezig. Hierdoor bleven de soorten kwetsbaar voor lokale extinctie. Er is dus nog geen sprake van stabiele populaties. Desondanks is ook dit een aanwijzing dat

de abiotische condities in principe op orde zijn voor de vestiging van specifieke trilveensoorten. De verwachting is dus dat dispersie het belangrijkste knelpunt is.

Metingen aan het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) en de calciumconcentraties laten zien dat de basenrijkdom van het oppervlaktewater in het bewuste petgat aan de lage kant is voor het ontstaan van basenrijk trilveen. De calciumconcentratie en het EGV van het oppervlaktewater nemen af naarmate de afstand tot de hoofdvaart toeneemt. Opvallend hierbij is, dat de grootste bedekking met schorpioenmossen juist is aangetroffen in de achterste PQ's waar de calciumconcentratie en het EGV relatief laag waren. Wel was in deze PQ de lichtbeschikbaarheid vrij hoog, wat mogelijk de grote bedekking van de trilveenmossen kan verklaren.

Al met al blijkt uit dit (deel)onderzoek dat het inbrengen van maaisel helpt bij de verspreiding van biobouwers die de verlanding tot trilveen faciliteren, en dat passend maaibeheer cruciaal is. Nader onderzoek is nodig om uitspraak te doen over de robuustheid van de maatregel.

8.2 Inleiding

Na een aantal decennia waarin mesotrofe verlanding uitbleef als gevolg van (met name) te eutrofe condities, komt de mesotrofe verlanding in de Wieden en de Weerribben het laatste decennium op verschillende locaties weer op gang. Het gaat hier hoofdzakelijk om de vroege verlandingsstadia met krabbenscheer en helofyten als moerasvaren (*Thelypteris palustris*) en kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en grote zeggen (Cusell et al., 2013). Hoewel de abiotische condities in de basis op orde zijn, treedt verdere successie naar trilveen (H7140A overgangs- en trilvenen, subtype trilvenen) met schorpioenmossen (nog) niet op.

Het is bekend dat graasdruk van rivierkreeften en watervogels de verlanding naar trilvenen tegen kan houden (o.a. Loeb et al., 2016; hoofdstuk 7). Echter, deze soorten komen in de Weerribben (momenteel) slechts in kleine aantallen voor. Het is daarom niet aannemelijk dat graasdruk de (grootste) beperkende factor is. Ook de abiotische omgevingsfactoren zouden in principe op orde moeten zijn voor kieming en/of vestiging, hoewel de lichtbeschikbaarheid in ongemaaide jonge verlandingsstadia een probleem kan zijn. De hypothese die aan de basis staat voor het onderzoek, is dat de beperkte doorontwikkeling van jonge verlandingsstadia tot schorpioenmostrilveen wordt veroorzaakt doordat de kenmerkende trilveensoorten die successie faciliteren niet (meer) in voldoende mate in de bewuste petgaten terecht kunnen komen. De benodigde biobouwers, waaronder waterdriehblad (*Menyanthes trifoliata*), wateraardbei (*Comarum palustre*), draadzegge (*Carex lasiocarpa*) en groen en/of rood schorpioenmos (*Scorpidium cossonii* en *Scorpidium scorpioides*), ontbreken namelijk in deze jonge mesotrofe verlandingsstadia. Ook is de verwachting dat het ontbreken van maaibeheer zorgt voor een te lage lichtbeschikbaarheid, waardoor de biobouwers niet goed op gang kunnen komen wanneer ze zich gevestigd hebben.

Om deze hypothese te testen, is het effect van (a) maaien, (b) het inbrengen van maaisel uit een goed ontwikkeld trilveen, en (c) hun gecombineerde effect op de successie onderzocht aan de hand van vegetatiekarteringen in PQ's. Het doel van dit onderzoek was om antwoord te geven op de vraag (i) in hoeverre het ontbreken van biobouwers en een goede lichtbeschikbaarheid in de Wieden en Weerribben, de mesotrofe verlanding tot schorpioenmostrilvenen belemmert en (ii) of het actief inbrengen van biobouwers middels maaisel de verlanding tot schorpioenmostrilvenen kan faciliteren.

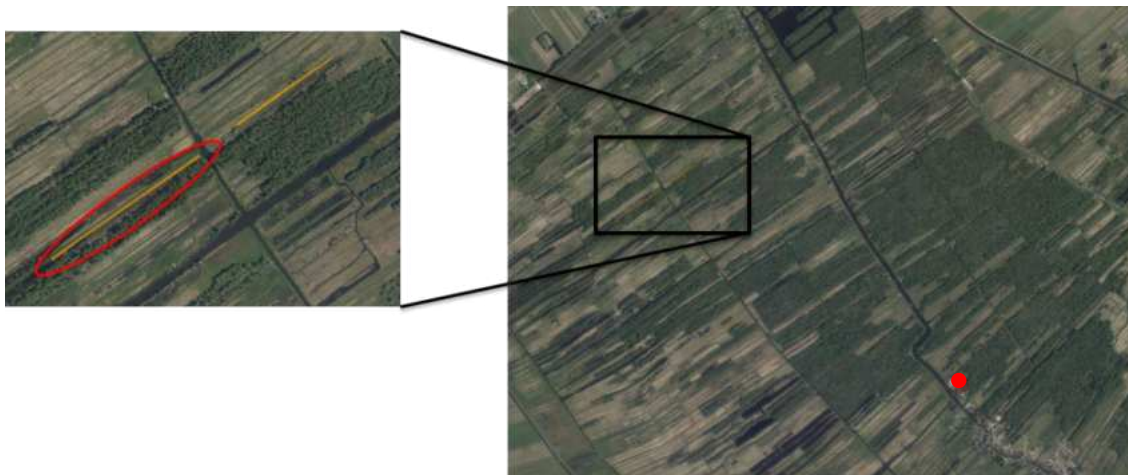
8.3 Onderzoeksmethode

8.3.1 Onderzoeksopzet

8.3.1.1 Selectie experimentlocatie

In 2018 is het maaiselexperiment in eerste instantie ingezet in de Wieden, nabij het Stobbenkolkje. De verwachting was dat op de locatie van het experiment de aanwezige krabbenscheervegetaties in het winterhalfjaar niet meer naar beneden zouden zakken. Ook begonnen hier al de eerste helofyten en biobouwers te groeien. Dit deed vermoeden dat dit een geschikte onderzoekslocatie was. In de winter van 2018-2019 is de krabbenscheer hier helaas toch naar de bodem gezonken, waarmee het experiment verloren is gegaan.

Na goed overleg met de lokale beheerders, is dit experiment opnieuw opgezet in juli 2019. Ditmaal is dit gedaan in een petgat in de Weerribben bij de Draaien (Figuur 8.3.1). Van deze locatie was bekend dat de krabbenscheer echt niet meer wegzakt in de winter, waardoor dit een geschikte locatie was voor het experiment. Daarnaast kwamen in dit petgat soorten als moerasvaren, kleine lisdodde en verschillende grote zeggen veelvuldig voor. Het experiment is in dit petgat tussen juli 2019 en juli 2022 uitgevoerd.



Figuur 8.3.1. Locatie van het maaiselexperiment in de Weerribben. Ter referentie is de locatie van de beheerschuur van Staatsbosbeheer in Kalenberg weergegeven met een rode stip.

Figure 8.3.1. Location of the experiment in the Weerribben. As a reference point, the property of Staatsbosbeheer in Kalenberg is indicated by the red dot.

8.3.1.2 Opzet van het experiment en onderzochte behandeling

Het in de Weerribben uitgezette maaiselexperiment bestond uit twaalf PQ's van 2 x 2 meter, gelegen in één petgat in de Draaien. De onderlinge afstand tussen de PQ's was 5 tot 45 m. PQ 1 lag het dichtst bij de hoofdwatergang in het ten oosten van het petgat, en PQ 12 lag hier het verst vandaan (Figuur 8.3.2).

Drie van de PQ's dienden als controle, drie PQ's werden gemaaid, drie PQ's werden voorzien van maaisel afkomstig uit het goed ontwikkelde trilveen in de Stobbenribben en in drie PQ's is zowel gemaaid als maaisel uit de Stobbenribben ingebracht (Tabel 8.3.1; Figuur 8.3.2). De Stobbenribben is uitgekozen als donorlocatie van het maaisel, aangezien dit door de soortensamenstelling en omvang

een zeer goed ontwikkeld trilveen in de Weerribben is (o.a. Van Wirdum, 1991; Cusell et al., 2013). In het ingebrachte maaisel waren veertien kenmerkende trilveensoorten aanwezig die nog in geen van de uitgezette PQ's aanwezig waren (Tabel 8.3.2). Het maaisel is begin juli 2019 verzameld. De zes gemaaide PQ's (3x 'maaien' en 3x 'maaien + maaisel') zijn jaarlijks gemaaid in de nazomer. Dit gebeurde handmatig, zo dicht mogelijk bij de grond, met behulp van een zeis (Figuur 8.3.3).

Transplantatie van kraggen

In aanvulling op het maaiselexperiment zijn drie kraggen van circa 40 bij 40 cm getransplanteerd van de Stobbenribben naar het petgat in de Weerribben. Doel hiervan was om te onderzoeken (a) of het transplanteren van kraggen de vestiging dan wel uitbreiding van kenmerkende trilveensoorten faciliteert en (b) hoe dit zich verhoudt tot het inbrengen van soorten via maaisel.

Tabel 8.3.1. Overzicht van de behandelingen en de bijbehorende PQ's.

Table 8.3.1. Overview of the treatments and corresponding PQ's.

Behandeling	PQ
Controle	1, 5, 9
Maaien	2, 7, 10
Maaisel	3, 6, 11
Maaien + Maaisel	4, 8, 12



Figuur 8.3.2. Ligging van de PQ's. De codes bij de PQ's indiceren de volgende behandelingen: C = controle; m = maaien; M = maaisel; Mm = maaien & maaisel.

Figure 8.3.2. Location of the PQ's. The codes indicate the following treatments: C = control; m = mowing; M = hay; Mm = mowing & hay.

Tabel 8.3.2. Overzicht van de kenmerkende (trilveen)soorten die in het maaisel uit de Stobbenribben aanwezig waren, en niet in de uitgezette PQ's zijn aangetroffen. Voor elke soort is tevens de bloeiperiode weergegeven.
Table 8.3.2. Overview of the species that are characteristic (for floating fens), that were present in the hay that was mowed in the Stobbenribben. The flowering period of each species is given as well.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Bloeiperiode
<i>Carex diandra</i>	ronde zegge	Mei en juni
<i>Carex lasiocarpa</i>	draadzegge	Mei en juni
<i>Comarum palustre</i>	wateraardbei	Juni en juli
<i>Hierochloa odorata</i>	veenreukgras	April, mei en juni
<i>Liparis loeselii</i>	groenknolorchis	Juni en juli
<i>Menyanthes trifoliata</i>	waterdrieblad	April tot juli (maar verspreiding gaat via wortelstokken)
<i>Pedicularis palustris</i>	moeraskartelblad	Mei, juni en juli
<i>Stellaria palustris</i>	zeegroene muur	Mei t/m augustus
<i>Utricularia intermedia</i>	plat blaasjeskruid	Juli en augustus
<i>Carex oederi s.l.</i>	geelgroene zegge/ dwergzegge	Mei, juni en juli
<i>Campyllum stellatum</i>	sterrengoudmos	-
<i>Scorpidium cossonii</i>	groen schorpioenmos	-
<i>Scorpidium scorpioides</i>	rood schorpioenmos	-
<i>Fissidens spp.</i>	vedermos (G)	-



Figuur 8.3.3. Voorbeeld van de maaiactiviteiten in de PQ's van het maaiselexperiment in de Weerribben.
Figure 8.3.3. Example of the mowing activities in the PQ's of the experiment in the Weerribben.

8.3.2 Vegetatieopnames in PQ's

Tijdens de inzet van het experiment in juli 2019 is een nulmonitoring van de vegetatie in de PQ's uitgevoerd. Vervolgens zijn in de zomers van 2020, 2021 en 2022 opnieuw vegetatieopnames gemaakt om de (gecombineerde) effecten van het maaien en toedienen van maaisel te monitoren.

De vegetatieopnames zijn gemaakt aan de hand van de vegetatieschaal van Braun-Blanquet, waarbij een code wordt gegeven aan elke aanwezige soort overeenkomend met de desbetreffende geschatte bedekking of het aantal individuen (zie Tabel 7.3.1. in hoofdstuk 7; Braun-Blanquet, 1964; Schaminée et al., 1995). Ook is de totale vegetatiebedekking geschat.

Verder is in 2020, 2021 en 2022 met een RTK-dGPS (Trimble Catalyst) de omvang en uitbreiding van schorpioenmossen ingemeten. Met ArcGIS pro (versie 2.9.5) zijn hier vervolgens kaarten van gemaakt die de bedekking over de tijd ruimtelijk laten zien.

8.3.3 Abiotische omgevingsfactoren

In 2021 en 2022 is de lichtbeschikbaarheid gemeten met een smalle, langwerpige lichtmeter, waarbij in elke PQ op twee plekken drie metingen zijn verricht, namelijk dicht tegen de oever en meer naar het midden van het petgat toe. Bij elke meting is zowel in de lucht boven de vegetatie (referentie lichtintensiteit) als laag in de vegetatie (ten behoeve van de mate van uitdoving) gemeten. De meting is in triplo uitgevoerd, omdat de lichtintensiteit sterk kan fluctueren. De lichtbeschikbaarheid is vervolgens uitgerekend aan de hand van de volgende formule, waarbij het gemiddelde van de drie metingen als uitgangspunt is genomen:

Lichtintensiteit in vegetatie / Lichtintensiteit lucht boven vegetatie x 100% = % lichtbeschikbaarheid

In 2022 is tevens het EGV van het oppervlaktewater gemeten. Dit is een indicator voor aanwezigheid van kationen (positief geladen ionen) en anionen (negatief geladen ionen). Hoe hoger de geleidbaarheid, hoe meer ionen er aanwezig zijn. Hoewel de onderlinge verhoudingen van de ionen niet kunnen worden afgeleid, is het EGV toch een redelijke proxy voor de basenrijkdom van het oppervlaktewater, omdat dit in de Weerribben gedomineerd wordt door calcium en bicarbonaat.

Daarnaast zijn in 2022 oppervlaktewatermonsters genomen in elk van de twaalf PQ's. De chemische samenstelling hiervan is in het lab gemeten. De volgende parameters zijn gemeten: pH, calcium (Ca), ijzer (Fe), magnesium (Mg), sulfaat totaal (Stot), fosfor totaal (Ptot), chloride (Cl), nitraat (NO₃), ammonium (NH₄), ortho-P en Kjeldahl stikstof (NKj).

8.3.4 Analyses

De data-analyse diende inzicht te geven in de effecten van de verschillende behandelingen afzonderlijk en in de combinatie van maaisel inbrengen en maaien op het verlandingsproces. De verschillen tussen behandelingen en jaren zijn beschrijvend geanalyseerd, waarbij is gekeken naar (a) de bedekking van schorpioenmossen, (b) de totale mosbedekking en (c) het vestigingssucces en de totale bedekking van soorten uit het maaisel van de Stobbenribben. Waar mogelijk zijn verbanden statistisch getoetst aan de hand van t-toetsen en/of ANOVA's (zie bijlage 9 voor de statistische uitkomsten van deze toetsen).

8.4 Resultaten & Discussie

8.4.1 Biochemische samenstelling van het oppervlaktewater

De biochemische samenstelling van het oppervlaktewater in het petgat waarin de PQ's zijn uitgezet, is eerder al in augustus 2010 bepaald. Er was toen een duidelijke gradiënt in de waterkwaliteit

aanwezig van de voorzijde van het petgat (bij de hoofdwatgang in het oosten) richting het westen (Cusell et al., 2013; bijlage 6). Het watermonster dat het dichtst bij de hoofdwatgang in het oosten was genomen, had relatief hoge Ca (60,8 mg/l), S (7,15 mg/l) en P (0,049 mg/l) concentraties, terwijl de concentraties aan de achterzijde van het petgat aanzienlijk lager waren (respectievelijk 39,7 mg/l, 3,82 mg/l en 0,028 mg/l). Deze gradiënt is in grote lijnen nog steeds in het petgat aanwezig (Tabel 8.4.1), waarbij er aan de voorzijde van het petgat relatief basenrijke condities zijn (hoge calciumconcentraties en EGV) en het petgat basenarmer wordt richting de achterzijde van het petgat.

De calciumconcentraties nemen van waarden boven de 50 mg/l (PQ's 1 en 2) af naar waarden tussen de 20 en 35 mg/l (PQ's 5 t/m 12). Cusell et al. (2013) hebben eerder aangegeven dat de calciumconcentratie in de moslaag van Nederlandse 'schorpioenmostrilvenen' minimaal circa 40 mg/l moet zijn en dat je pas echt uit de gevarenzone van verzuring bent bij calciumconcentraties in het oppervlaktewater van 50 - 60 mg/l. Hier is in het meer geïsoleerde deel van het petgat dus zeker geen sprake van. De pH ligt met waarden tussen de 6,3 en 7,0 nog wel in een gunstig traject voor trilveenontwikkeling, maar waarden van onder de 6,5 (die vooral in het meer geïsoleerde deel van het petgat voorkomen) liggen wel op de grens waarbij voortgaande isolatie (en mogelijke verzuring) kan leiden tot ongunstige situaties voor trilveenontwikkeling (o.a. Kooijman 2012; Cusell et al., 2013; Van Diggelen et al., 2018).

Voor de N- en P-concentraties in het oppervlaktewater was een dergelijke gradiënt in het petgat in 2022 echter niet zichtbaar. De waardes fluctueren in de metingen van 2022 en laten geen duidelijk verloop zien. Het is wel van belang om te benoemen dat de veel hogere Fe-, N- en P-concentraties bij PQ 3 vermoedelijk een bemonsteringsartefact zijn, doordat er op deze locatie per ongeluk heel veel organisch materiaal meebemonsterd is (het watermonster bleek zeer sterk gekleurd en troebel te zijn). De ammoniumconcentraties (NH₄) waren in 2022 hoger dan de nitraatconcentraties (NO₃), en variëren van 0,06 tot 0,37 mg N/l. Dit zijn nog steeds relatief lage concentraties. Van potentieel toxische concentraties is geen sprake.

Er is één duidelijke uitschieter wat betreft de gradiënt in de chemische samenstelling van het oppervlaktewater: PQ 12, die het verst van de hoofdvaart af ligt. De concentraties van PO₄-P, Cl, NKj en Fe zijn beduidend hoger dan in nabijgelegen PQ's. Ook de concentratie van Ca en het EGV zijn in deze PQ hoger, al is te zien dat beide waarden in PQ 11 ook al iets gestegen zijn ten opzichte van de andere PQ's. De hogere calciumconcentratie in PQ 12 (35 mg/l) wijst erop dat het PQ relatief basenrijk is, wat positief is voor de verlanding richting trilveen.

Tabel 8.4.1. Biochemische samenstelling, pH en elektrische geleidbaarheid (EGV) van oppervlaktewater van de PQ's, zoals gemeten in juli 2022.

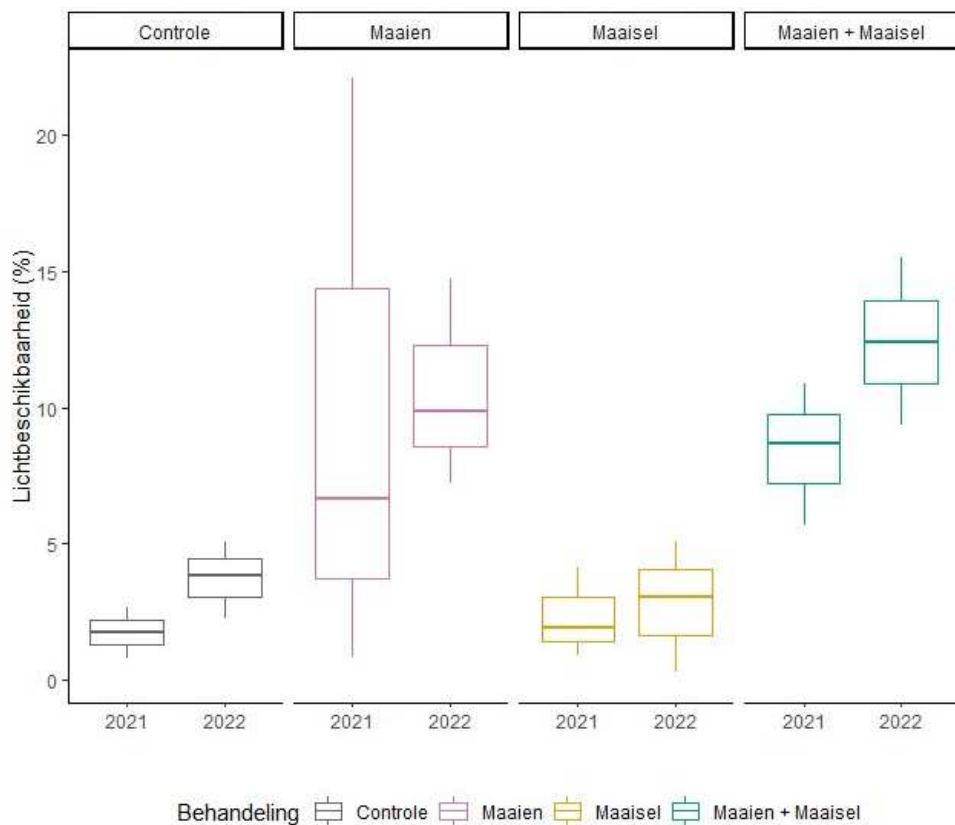
Table 8.4.1. Biochemical composition, pH and electrical conductance of the surface water of the PQ's, as measured in July 2022.

PQ	Ca (mg/l)	Fe (mg/l)	Mg (mg/l)	Ptot (mg/l)	Stot (mg S/l)	EGV (μ S/cm)	pH 202 1	pH 202 2	NKj (mg/l)	NH4 (mg N/l)	Cl (mg/l)	PO ₄ -P (mg P/l)	NO ₃ (mg N/l)
1	--	0,24	6,2	0,16	5,8	308	6,9	6,93	3,1	0,29	33	<0,020	<0,20
2	55	0,35	6,3	<0,05	4,7	301	6,8	6,76	5,4	0,10	32	<0,020	<0,20
3	45	1,6	6,0	1,2	2,1	206	6,3	6,46	35	0,15	18	<0,020	<0,20
4	37	0,24	5,3	<0,05	2,8	183	6,8	6,53	3,9	0,16	29	0,06	<0,20
5	27	0,19	4,9	0,07	1,7	168	6,6	6,59	5,1	0,06	26	<0,020	<0,20
6	20	0,31	3,9	<0,05	3,5	166	6,3	6,57	2,4	0,08	21	<0,020	0,34
7	25	0,41	4,0	0,077	2,0	167	6,4	6,59	17	0,07	19	<0,020	<0,20
8	20	0,29	3,3	0,12	1,5	148	6,2	6,56	9,6	0,10	20	<0,020	<0,20
9	21	0,41	4,0	0,25	1,8	162	6,3	6,66	11	0,18	17	<0,020	<0,20
10	18	0,37	3,6	0,05	1,7	168	6,3	6,83	9,3	0,08	13	<0,020	<0,20
11	26	0,53	4,9	0,10	2,1	187	6,5	6,80	23	0,17	18	<0,020	<0,20
12	35	2,1	5,8	0,10	1,9	197	6,4	6,84	31	0,10	27	0,06	<0,20

8.4.2 Lichtbeschikbaarheid

De lichtbeschikbaarheid in de verschillende PQ's gedurende het experiment is te zien in Figuur 8.4.1 (zie bijlage 7 voor de lichtbeschikbaarheid per PQ). Een tweezijdige ANOVA is uitgevoerd om het effect van de verschillende behandelingen en jaartal op de lichtbeschikbaarheid te analyseren. Deze ANOVA toonde aan dat er een statistisch significant verschil in lichtbeschikbaarheid is tussen de verschillende behandelingen ($F(3) = 6,67$; $p < 0,01$), maar niet tussen de verschillende jaren ($F(1) = 1,10$; $p = 0,30$).

Een Tukey post-hoc test laat zien dat er significante verschillen ($p < 0,05$) zijn tussen de gemaaide PQ's en de niet gemaaide PQ's. De lichtbeschikbaarheid was het laagst in de PQ's met de behandelingen 'controle' en 'maaisel' (Figuur 8.4.1). Dit ligt in de lijn der verwachting: deze PQ's zijn immers niet gemaaid, waardoor dode vegetatie van het vorige groeiseizoen kan ophopen in het PQ. Dit verlaagt de lichtbeschikbaarheid. In de PQ's met de behandelingen 'controle' en 'maaisel' bleef de lichtbeschikbaarheid zowel in 2021 als in 2022 onder de 5%. In sommige PQ's bereikte het licht de ondergroei zelfs vrijwel helemaal niet meer, hier was de uitdoving van licht bijna 100%. De gemaaide PQ's ('maaien' en 'maaien + maaisel'; die onderling niet significant van elkaar verschilden) hadden een lichtbeschikbaarheid die gemiddeld ongeveer 7,5% hoger was dan in de niet gemaaide PQ's.



Figuur 8.4.1. Lichtbeschikbaarheid in de PQ's met de verschillende behandelingen, gemeten in 2021 en 2022.
Figure 8.4.1. Light availability in the four treatments, measured in 2021 and 2022.

8.4.3 Vestigingssucces van soorten uit het maaisel en veranderingen in de vegetatie

Verschillende vaatplanten en mossen die kenmerkend zijn voor trilvenen, vestigden zich gedurende het experiment tijdelijk of gedurende het hele experiment in de PQ's (Tabel 8.4.2; zie bijlage 8 voor de volledige vegetatieopnames in alle PQ's). Het is hierbij zeer waarschijnlijk dat deze soorten afkomstig zijn uit het maaisel uit de Stobbenribben. Hieronder gaan we in op het vestigingssucces van mossen (paragraaf 8.4.3.1) en vaatplanten (paragraaf 8.4.3.2) uit het maaisel.

Tabel 8.4.2. Overzicht van de soorten die zich tijdelijk of permanent (gedurende de duur van het experiment) hebben gevestigd vanuit het maaisel uit de Stobbenribben. De kleurcode correspondeert met de behandeling van de desbetreffende PQ's, waarbij paars staat voor 'maaien', oranje voor 'maaisel' en blauw voor 'maaien + maaisel'. In de controleplots zijn geen soorten uit het maaisel aangetroffen.

Table 8.4.2. Overview of the species that were able to establish in the PQ's, either temporarily or permanently, from the hay that was mowed in the Stobbenribben. The color code represents the corresponding treatment, where purple represents mowing, orange represents hay and blue represents mowing + hay. No species from the Stobbenribben were found in the control PQ's.

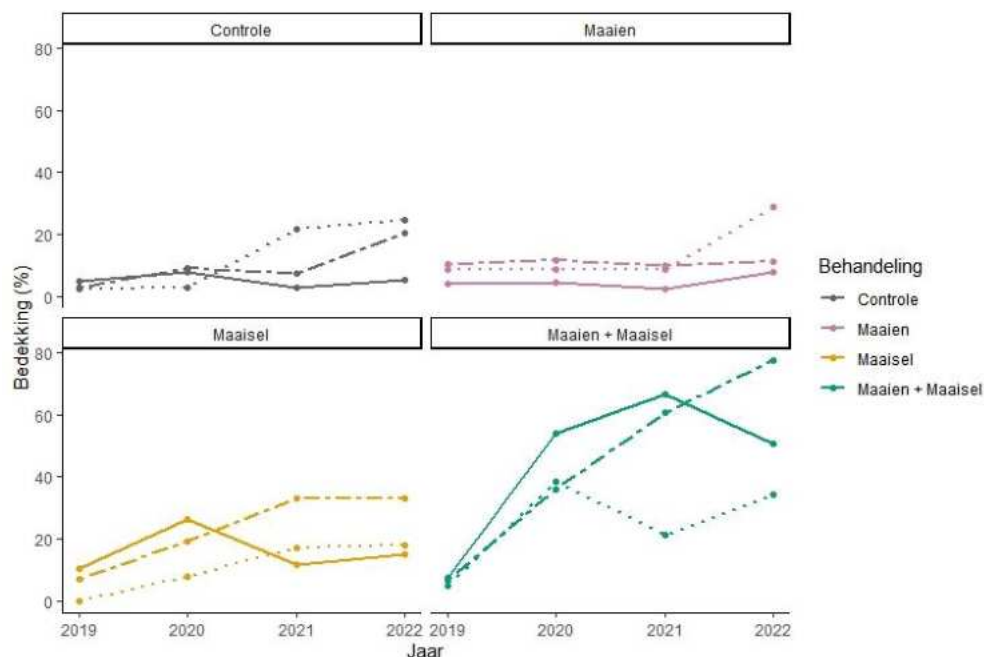
Nederlandse naam	PQ's in 2020	PQ's in 2021	PQ's in 2022
ronde zegge	3, 8	6	6, 8
draadzegge	11	7, 11, 4, 12	6, 11, 12
geelgroene zegge/ dwergzegge		12	
wateraardbei		12	
vedermos (G)			9, 6
groenknolorchis		12	7, 6, 12
moeraskartelblad	3, 11, 4, 12	11	4, 8
zeegroene muur	12		
plat blaasjeskruid			12
groen schorpioenmos	3, 6, 11, 4, 8, 12	3, 6, 11, 4, 8, 12	6, 11, 4, 8, 12
rood schorpioenmos sterrengoudmos	3, 11, 4, 8, 12	6, 11, 4, 8, 12	6, 11, 4, 12 12

8.4.3.1 Vestigingssucces van mossen

Gedurende het maaiselexperiment nam de mosbedekking in een groot deel van de PQ's toe, ongeacht de behandeling (Figuur 8.4.2). Wel was er een aanzienlijk verschil in de mate waarin de mosbedekking toenam. Een tweezijdige ANOVA is uitgevoerd om het effect van de verschillende behandelingen en jaartal op de mosbedekking te analyseren. Deze ANOVA toonde aan dat er een statistisch significant verschil in mosbedekking is tussen de verschillende behandelingen ($F(3) = 15,18$; $p < 0,001$) en over de tijd ($F(3) = 6,84$; $p < 0,001$). Een Tukey post-hoc test liet zien dat er een significante toename in mosbedekking tussen 2019 en 2022 is, maar alleen voor de PQ's met behandeling 'maaien + maaisel' ($p < 0,001$). De gemiddelde mosbedekking in deze PQ's steeg van 6 % in 2019 naar 54 % in 2022. Ook verschilde de mosbedekking in de 'maaien+maaisel' PQ's significant van de PQ's van de andere drie behandelingen ($p < 0,001$). In de andere behandelingen bleef de gemiddelde mosbedekking lager dan 22 % gedurende het gehele experiment, deze behandelingen verschillen verder niet significant van elkaar.

De dominante mossoort in de 'controle' PQ's was dikkopmos (*Brachythecium* spp.). Dikkopmos is in tegenstelling tot puntmossen of schorpioenmossen kenmerkend voor drogere en ook meer eutrofe omstandigheden. In de 'controle' PQ's hoopte de (dode) vegetatie van voorgaande groeiseizoenen op. Hierdoor ontstonden in deze PQ's drogere condities die geschikt zijn voor dikkopmos. Opvallend is dat ook in de gemaaide PQ's, waar het maaisel wel is verwijderd, dikkopmos de dominante mossoort was. In de 'maaisel' PQ's verschilde de dominante mossoort per PQ. In PQ 3 was parapluutjesmos (*Marchantia polymorpha*) het meest abundant, in PQ 6 waren dit puntmossen en in PQ 11 (die wat hoger tegen de ribbe op lijkt te liggen) vormde dikkopmos de grootste bedekking. In de PQ's met de behandeling 'maaien + maaisel' waren schorpioenmossen en puntmossen de dominante mossen. Deze mossen hebben beide een voorkeur voor natte en basenrijke condities.

Doordat er werd gemaaid, hoopte in deze PQ's, net als in de (alleen) gemaaide PQ's, veel minder dood plantenmateriaal op dan in de 'controle' en 'maaisel' PQ's.



Figuur 8.4.2. Totale bedekking van mossen over de tijd in het maaiselexperiment. De verschillende kleuren representeren de vier behandelingen. De lijntypes (punt-streep, punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 8.4.2. Total coverage of mosses over in the experiment. The colors represent the four different treatments. The linetypes (dotted, dashed and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.

In het maaisel uit de Stobbenribben waren vier mossen aanwezig die nog niet in de PQ's in de Weerribben aanwezig waren. Van deze mossen vestigden sterrengoudmos (*Campyllum stellatum*) en vedermos (*Fissidens* spp.) zich met enkele individuen in één (sterrengoudmos) of enkele (vedermos) PQ's. Daarnaast sloegen rood en groen schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides* en *Scorpidium cossonii*) goed aan gedurende het experiment. Aangezien er voor de start van het experiment geen schorpioenmossen in het PQ voorkwamen, is het zeer waarschijnlijk dat de schorpioenmossen afkomstig zijn uit het maaisel uit de Stobbenribben. In dit maaisel was veel schorpioenmos aanwezig. Ook het feit dat de schorpioenmossen alleen zijn aangetroffen in de PQ's waarin maaisel is ingebracht, versterkt de waarschijnlijkheid dat de schorpioenmossen afkomstig zijn uit het maaisel.

Een tweezijdige ANOVA laat zien dat er een significant verschil is in schorpioenmosbedekking tussen de behandelingen met alleen 'maaisel' en 'maaien + maaisel' ($F(1) = 11,99$; $p < 0,05$). Er is geen significant effect van tijd. De schorpioenmossen sloegen in het eerste groeiseizoen na het inbrengen van het maaisel al goed aan: groen schorpioenmos is aangetroffen in alle zes de PQ's waarin maaisel is ingebracht, en rood schorpioenmos in vijf van de zes PQ's (Tabel 8.4.1, Figuren 8.4.3 en 8.4.4). De bedekking met schorpioenmos varieerde tussen circa 2,5 en 8 % in de PQ's met alleen maaisel, en tussen 21 en 27,5 % in de PQ's waar ook gemaaid is (Figuur 8.4.5). Dit patroon van een hogere schorpioenmosbedekking in de gemaaide PQ's dan in niet-gemaaide PQ's, zette zich in 2021 en 2022 in grote lijnen verder voort. Alleen in PQ 8 (maaien + maaisel) bleef de bedekking achter: deze bedroeg in 2021 slechts enkele procenten en in 2022 nog maar 0,5 % (Figuur 8.4.5). In PQ 8 verdwenen de schorpioenmossen dus vrijwel volledig.

De (fors) lagere bedekking met schorpioenmossen in PQ 8, kan vermoedelijk (ten dele) verklaard worden door de minder gunstige abiotische condities voor de mossen in deze PQ. Het calciumgehalte

is met 20 mg/l in PQ 8 aanzienlijk lager dan in PQ 4 en 12 (respectievelijk 37 en 35 mg/l). Het EGV laat hetzelfde beeld zien (Tabel 8.4.1). Daarnaast was de lichtbeschikbaarheid in PQ 8 in beide jaren 3 tot 6% lager ten opzichte van PQ 4 en PQ 12. Ook dit kan een belangrijke oorzaak voor de achteruitgang van de schorpioenmosbedekking zijn.



Figuur 8.4.3. Bedekking met schorpioenmossen in het maaiselexperiment in de PQ's met de behandeling 'maaien + maaisel'.

Figure 8.4.3. Coverage of Scorpidium spp. in the experiment in PQ's with the treatment mowing + hay.

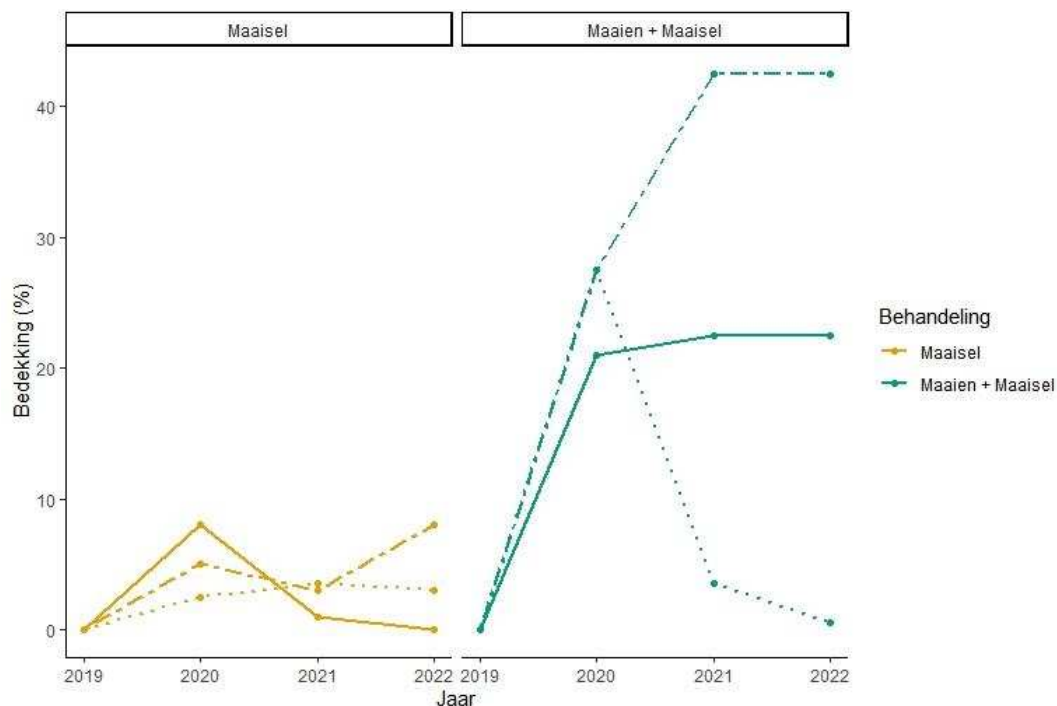


Figuur 8.4.4. Bedekking van schorpioenmossen in het maaiselexperiment in de PQ's met de behandeling 'maaisel'.

Figure 8.4.4. Coverage of Scorpidium spp. in the experiment in PQ's with the treatment hay.

Het feit dat de schorpioenmosbedekking over het algemeen fors hoger was in de PQ's die jaarlijks zijn gemaaid, heeft twee mogelijke oorzaken:

- Allereerst is de lichtbeschikbaarheid aanzienlijk hoger in de gemaaide PQ's, wat gunstig is voor de verspreiding en overleving van schorpioenmossen. Schorpioenmossen gedijen bij een vrij grote lichtbeschikbaarheid. Eerder onderzoek door Cusell et al. (2014) wijst er ook op dat licht een beperkende factor is voor de ontwikkeling van schorpioenmossen. Dat lichtbeschikbaarheid vermoedelijk een rol heeft gespeeld in het experiment, wordt duidelijk aan de hand van de locaties waar de schorpioenmossen zijn teruggevonden. Tot aan de rand waar gemaaid is (circa een halve meter buiten de grenzen van het PQ) is schorpioenmos teruggevonden, waarbij het schorpioenmos alleen in de meer open vegetatie is aangetroffen. Op plekken binnen de PQ's waar de vegetatiebedekking groter was (of de condities droger) is schorpioenmos niet aangetroffen;
- Een andere mogelijke oorzaak is dat door het maaien met de zeis fragmenten met schorpioenmos actief zijn verspreid binnen de PQ, wat de uitbreiding van de schorpioenmosbedekking heeft gefaciliteerd.



Figuur 8.4.5. Totale bedekking van schorpioenmossen (rood schorpioenmos en groen schorpioenmos) over de tijd in het maaiselexperiment. De kleuren representeren de twee verschillende behandelingen. De lijntypes (punt-streep en) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 8.4.5. Total coverage of *Scorpidium* spp. (*Scorpidium scorpioides* and *Scorpidium cossonii*) in the experiment. The colors represent the two different treatments. The linetypes (dotdash and dotted) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.

8.4.3.2 Vestigingssucces van vaatplanten

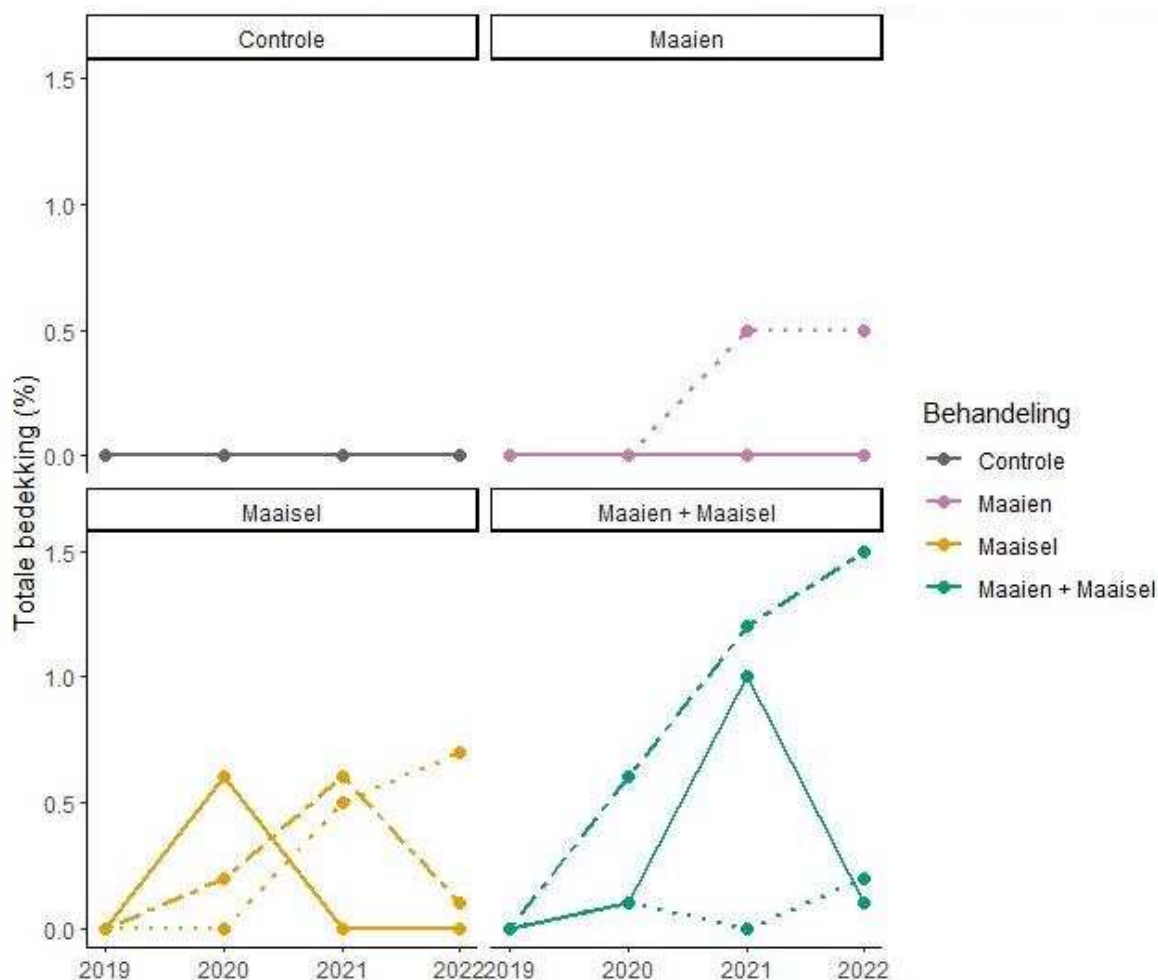
Gedurende de looptijd van het experiment vestigden verschillende vaatplanten zich tijdelijk of gedurende de gehele looptijd van het experiment vanuit het maaisel. In 2022 zijn in één of meerdere PQ's onder andere groenknolorchis (*Liparis loeselli*), draadzegge (*Carex lasiocarpa*), ronde zegge (*Carex diandra*), moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*) en wateraardbei (*Comarum palustre*) aangetroffen (Tabel 8.4.2). Noemenswaardig is ook de aanwezigheid van plat blaasjeskruid (*Utricularia intermedia*) dat is aangetroffen in PQ 12. Dit is een zeer zeldzame soort met strikte eisen wat betreft de abiotische omgevingsfactoren: de soort komt voor bij matig voedselarme en niet vervuilde, zwak zure condities. Plat blaasjeskruid is in Nederland sterk achteruitgegaan als gevolg van eutrofiëring. De aanwezigheid van deze soort, evenals de hogere totale bedekking van gevestigde vaatplanten ten opzichte van de andere PQ's, is een bevestiging van de relatief gunstige abiotische condities van PQ 12 (Tabel 8.4.1, Figuur 8.4.6).

Alle hierboven genoemde soorten waren bij aanvang van het experiment in 2019 niet aanwezig in de verschillende PQ's en veruit de meeste hiervan vestigden zich in de PQ's die zijn voorzien van maaisel. Het is dan ook waarschijnlijk dat de soorten afkomstig zijn uit het maaisel. Het feit dat de soorten zich vestigden, wijst erop dat de abiotische condities in de PQ's in de basis op orde zijn voor deze soorten.

Hoewel verschillende vaatplanten dus in staat waren zich te vestigen vanuit het maaisel, bleef de bedekking van de bovengenoemde vaatplanten (die zeer waarschijnlijk uit het maaisel zijn ontkiemd) laag (Figuur 8.4.6). Het ging in alle gevallen om slechts enkele individuen die zich vestigden, waardoor de populaties kwetsbaar blijven voor lokale extinctie. Mogelijk zijn de abiotische condities niet optimaal voor de betreffende soorten, of belemmert competitie om licht de uitbreiding van de soorten uit het maaisel. Ook kan het zo zijn dat de soorten relatief veel moeite hebben zich te vestigen vanuit

(een beperkt aantal) zaden, en krijgt de verspreiding van soorten over enkele jaren opeens een 'boost' als de gevestigde individuen zelf zaden gaan maken van waaruit nieuwe individuen kunnen opkomen.

Dat de gevestigde soorten nog niet robuust gevestigd zijn, blijkt onder andere uit het verschijnen van ronde zegge in PQ 4 in 2021 en de daaropvolgende afwezigheid in 2022. Het is belangrijk om hier in het achterhoofd te houden dat de lage bedekking er ook voor kan zorgen dat de aanwezigheid van sommige soorten in PQ's gemist kan worden. Hoewel de vegetatie in de PQ's zeer nauwkeurig is opgenomen, is niet uit te sluiten dat in het geval van soorten waarvan slechts één individu aanwezig was, de soort is gemist.



Figuur 8.4.6. Totale bedekking van vaatplanten (over de tijd), die vermoedelijk uit het maaisel zijn gekiemd in het maaiselexperiment. De verschillende kleuren representeren de vier behandelingen. De lijntypes (puntstreek, punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 8.4.6. Total coverage of vascular plant species established from hay in the experiment. The colors represent the four different treatments. The linetypes (dotdash, dotted and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.

Twee soorten die wel in het maaisel uit de Stobbenribben aanwezig waren, zijn helemaal niet in de PQ's aangetroffen gedurende het experiment, namelijk veenreukgras (*Hierochloa odorata*) en waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*). Waterdrieblad verspreidt zich via wortelstokken, die niet in het maaisel zaten, en soms via zaden (meestal via het water). De bloeiperiode van waterdrieblad loopt tot en met juli (Tabel 8.3.2), waardoor het aannemelijk is dat de zaden wel in het maaisel hebben gezeten.

De zaden zijn echter omgeven door een hard zaadvlies wat de ontkieming belemmert (Hewett, 1964). In een natuurlijk systeem worden de drijvende zaden veelal gegeten door watervogels of vissen. Het passeren van het verteringssysteem zorgt ervoor dat het zaadvlies wordt aangetast waardoor ze kunnen ontkiemen. Hiermee is de afwezigheid van waterdrieblad goed te verklaren. De wortelstokken waren immers niet in het maaisel aanwezig, en de kans op ontkieming van de zaden was waarschijnlijk niet groot.

De afwezigheid van veenreukgras is mogelijk te verklaren aan de hand van de bloeiperiode. Over het algemeen is deze vóór juli al afgelopen (Tabel 8.3.2). Dit zou betekenen dat de reproductieve delen van deze soort überhaupt niet in het maaisel zaten, waardoor de kans op vestiging vrijwel nul was. Dat is echter niet met volledige zekerheid vast te stellen. Ronde zegge en draadzegge hebben op papier ook een bloeiperiode die tot en met juni duurt en zij hebben zich wel meermaals kunnen vestigen. Om zeker te weten dat de bloeiperiode niet de belemmerende factor is voor de vestiging van veenreukgras kan er in het vervolg voor worden gekozen om zowel in juni als in juli maaisel te verzamelen op een bronlocatie en in te brengen in een ontvangstlocatie. Hiermee wordt geborgd dat van zo veel mogelijk soorten reproductieve individuen worden ingebracht.

Transplantatie van kraggen

Van de drie kraggen die in 2019 zijn getransplanteerd van de Stobbenribben naar de Weerribben, zijn er twee teruggevonden. Van de laatste is de locatie verloren gegaan, mogelijk doordat de markerende bamboestokken bij het maaien zijn weggemaaid, en/of doordat de kragge is gezonken.

De kraggen die zijn teruggevonden, bevonden zich in 2022 nog in vrijwel dezelfde staat als in 2019. Met andere woorden: de vegetatie op de kraggen was nog aanwezig, maar de kraggen hadden zich niet uitgebreid. Hoewel de kraggen niet nader zijn onderzocht, wijst dit erop dat het transplanteren van (stukjes) kraggen minder succesvol is dan het inbrengen van maaisel in een verlandingsvegetatie. Er is immers geen uitbreiding opgetreden. Mogelijk komt dit (ten dele) doordat de kraggen relatief zwaar zijn, en daarvoor vrij diep wegzakken in het water.

8.5 Conclusies

Het maaiselexperiment toont aan dat het inbrengen van maaisel de vestiging van trilveensoorten kan faciliteren, en daarmee de jonge verlanding kan stimuleren. Met name schorpioenmossen zijn goed in staat zich in jonge verlandingsvegetaties te vestigen vanuit het maaisel. Binnen enkele jaren kan er, wanneer maaisel uit een goed ontwikkeld trilveen wordt ingebracht, een aanzienlijke bedekking met schorpioenmossen ontstaan in een drijvende vegetatie die gedomineerd wordt door kleine lisdodde, riet, moerasvaren en grote zeggen. Voorwaarde hiervoor is wel dat er maai-beheer wordt uitgevoerd. In de PQ's waarin niet werd gemaaid verdwenen de schorpioenmossen gedurende het experiment weer grotendeels, terwijl in verschillende gemaaide PQ's de schorpioenmossen forse bedekkingen behaalden en behielden. Lichtbeschikbaarheid speelt hierbij vermoedelijk een belangrijke rol, maar ook kan fysieke verspreiding van fragmenten als gevolg van het maaien invloed hebben gehad op het aanslaan van de schorpioenmossen.

Het feit dat de schorpioenmossen zich relatief gemakkelijk vestigen en bij het juiste beheer ook (fors) uitbreiden, geeft aan dat de abiotische condities in het bewuste petgat in de Weerribben in de basis op orde zijn voor de mesotrofe verlanding tot trilveen, maar dat de dispersie van de biobouwer schorpioenmos en de lichtbeschikbaarheid een knelpunt vormen. Hierbij dient wel vermeld te worden dat de calciumconcentratie en het EGV van het oppervlaktewater afnemen naarmate de afstand tot de hoofdvaart toeneemt, waarbij de basenrijkdom in de meer geïsoleerde delen van het petgat relatief laag zijn vergeleken met goed ontwikkelde trilvenen in De Wieden en de Weerribben.

Vaatplanten bleken meer moeite te hebben om zich te vestigen vanuit het maaisel. Soorten sloegen wel aan, maar over het algemeen slechts met enkele individuen, waardoor gedurende de looptijd van het experiment nog geen robuuste populaties ontstonden. Mogelijk kan herhaaldelijk inbrengen van maaisel helpen om wel tot robuuste populaties te komen. Ook kan het aanplanten van soorten, waardoor deze kunnen vestigen vanuit individuen in plaats van uit zaden, mogelijk helpen bij het vormen van robuuste populaties. Dit wordt verder toegelicht in hoofdstuk 9.

9. Het effect van het aanplanten van trilveensoorten, maaiseltoediening en maaibeheer in verlandingsvegetaties in de Weerribben (aanvullend experiment)

9.1 Samenvatting

Het (reguliere) maaiselexperiment in de Draaien (zie hoofdstuk 8) toonde aan dat het inbrengen van maaisel helpt bij de verspreiding van biobouwers (met name schorpioenmossen) die de jonge mesotrofe verlanding tot trilveen faciliteren. Om de robuustheid van deze maatregel te toetsen, is een vergelijkbaar experiment ingezet in een nabijgelegen petgat in de Weerribben in vak 60. Naast het inbrengen van maaisel, is in dit experiment ook onderzocht of het met wortel en al aanplanten van specifieke soorten een effectieve manier kan zijn om het vestigingssucces te vergroten.

Voor het onderzoek stonden de volgende vragen centraal: (a) kan maaien en/of het inbrengen van maaisel de mesotrofe verlanding stimuleren, doordat dispersieknelpunten worden opgeheven en (b) kan het aanplanten van specifieke trilveensoorten - in plaats van het uitstrooien van maaisel - effectief leiden tot een versnelde uitbreiding van deze soorten.

Voor het experiment zijn zestien PQ's uitgezet in een petgat met een drijvende vegetatie die gedomineerd werd door kleine lisdodde, riet, moerasvaren en grote zeggen die stonden op een voormalige krabbenscheervegetatie. Twaalf van deze PQ's zijn volgens eenzelfde structuur als in hoofdstuk 8 ingericht (waar drie PQ's dienden als controle, drie PQ's werden gemaaid, drie PQ's werden voorzien van maaisel uit het goed ontwikkelde trilveen in de Stobbenribben en in drie PQ's zowel gemaaid als maaisel uit de Stobbenribben is ingebracht). De overige vier PQ's zijn gebruikt om het effect van het aanplanten van specifieke trilveensoorten te testen. Hierin zijn vijf verschillende trilveensoorten aangeplant, die nog niet in de bewuste PQ's aanwezig waren vóór het experiment. Het gaat om waterdriehblad, wateraardbei, draadzegge, stijve zegge en ronde zegge. Van deze PQ's is in twee PQ's ook nog gemaaid en is maaisel uit de Stobbenribben ingebracht. In de overige twee PQ's zijn alleen de vijf genoemde trilveensoorten aangeplant.

Tussen 2021 en 2023 werd de vegetatiesamenstelling jaarlijks in alle 16 PQ's in beeld gebracht via vegetatiekarteringen aan de hand van de vegetatieschaal van Braun-Blanquet. In 2021 en 2023 is het EGV in alle PQ's gemeten. Daarnaast is in 2021 de pH in de PQ's gemeten. Tevens is de lichtbeschikbaarheid in de PQ's gemeten in 2021, 2022 en 2023.

Uit de resultaten blijkt wederom dat het inbrengen van maaisel jonge verlanding kan faciliteren, al was het effect in dit experiment wat minder duidelijk dan in het experiment in de Draaien. Schorpioenmossen vestigden zich wel, maar de bedekking die de mossen behaalden was minder groot dan in het eerste experiment dat is beschreven in hoofdstuk 8. Wederom kwam naar voren dat lichtklimaat (mogelijk in combinatie met fysieke verspreiding door het maaien) vermoedelijk een (belangrijke) rol speelt bij het verschil in aanslaan van de schorpioenmossen. Maaibeheer lijkt dus een belangrijke voorwaarde voor de effectiviteit van het inbrengen van maaisel in verlandende petgaten met riet, kleine lisdodde en moerasvaren.

Naast de schorpioenmossen, hebben ook enkele vaatplanten die kenmerkend zijn voor trilveen zich gevestigd uit het maaisel. Het gaat hierbij onder andere om moeraskartelblad, groenknolorchis, ronde zegge en draadzegge. Net als in hoofdstuk 8 breidden de vaatplanten zich moeizaam of niet uit, en waren deze soorten slechts met één of enkele individuen in de PQ's aanwezig. Hierdoor blijven de soorten kwetsbaar voor lokale extinctie.

Uit het aanplantexperiment bleek dat wateraardbei en stijve zegge in staat zijn zich vitaal te handhaven vanuit getransplanteerde stukjes kragge, al was nog geen sprake van een duidelijke uitbreiding in het aantal individuen. Wateraardbei bloeide zelfs zeer regelmatig. Voor ronde zegge en draadzegge geldt dat een deel van de geplante individuen het overleefde, maar dat over het algemeen geen sprake was van een duidelijke toename van de soorten. Waterdrieblad is in geen van de PQ's aangeslagen: in alle PQ's overleefde de aangeplante waterdrieblad de transplantatie niet. Mogelijk spelen suboptimale abiotische condities een rol bij het beperkte succes van het aanplanten van deze soorten.

Al met al blijkt uit het aanvullende maaiselexperiment opnieuw dat het inbrengen van maaisel kan helpen bij de verspreiding van biobouwers die de verlanding vanuit krabbenscheervegetaties tot trilveen faciliteren. Een belangrijke voorwaarde is hierbij dat de abiotische condities en het beheer op orde dienen te zijn.

9.2 Inleiding

Om meer grip te krijgen op de ontwikkelingen uit hoofdstuk 8, en uit te sluiten dat het een éénmalig succes was, is een soortgelijk maaiselexperiment uitgevoerd in een nabijgelegen petgat in vak 60 in van de Weerribben. Omdat uit het maaiselexperiment uit hoofdstuk 8 bleek dat vaatplanten kenmerkend voor trilveen, zoals draadzegge en waterdrieblad, zich moeilijk vestigen uit het maaisel, is aanvullend op het inbrengen van maaisel onderzocht of het aanplanten van soorten (inclusief hun wortelsysteem) een effectieve manier kan zijn om het vestigingssucces te vergroten.

Voor het onderzoek stonden de volgende vragen centraal: (a) kan maaien en/of het inbrengen van maaisel de mesotrofe verlanding stimuleren, doordat dispersieknelpunten worden opgeheven en (b) kan het aanplanten van specifieke trilveensoorten - in plaats van het uitstrooien van maaisel - effectief leiden tot een versnelde uitbreiding van deze soorten.



Figuur 9.3.1. Locatie van het aanvullende maaiselexperiment in de Weerribben in vak 60. De locatie van de beheerschuur van Staatsbosbeheer in Kalenberg is weergegeven met een rode stip.

Figure 9.3.1. Location of the additional experiment in the Weerribben. The red dot indicates the property of Staatsbosbeheer in Kalenberg.

9.3 Methode

9.3.1 Onderzoeksopzet

9.3.1.1 Selectie experimentlocatie

In 2021 is een aanvullend maaiselexperiment opgezet in de Weerribben. De locatie is gekozen in samenspraak en een veldbezoek met beheerders van Staatsbosbeheer (Weerribben) en Natuurmonumenten (Wieden) en de heer dr. P. Bremer van de provincie Overijssel. De locatiebepaling is uitgevoerd in maart 2021, zodat uitgesloten kon worden dat de krabbenscheer in de winter naar de bodem zou zakken. Het gekozen petgat in vak 60 grenst aan het petgat dat gebruikt is voor het maaiselexperiment in hoofdstuk 8 (Figuur 9.3.1). Het experiment is daar tussen 2021 en 2023 uitgevoerd.

9.3.1.2 Opzet van het experiment en onderzochte behandeling

Het voorliggende maaiselexperiment kent dezelfde opzet als het maaiselexperiment uit hoofdstuk 8. Er zijn vier behandelingen ingezet ('controle', 'maaien', 'maaisel', 'maaien + maaisel'), verdeeld over 12 PQ's van 2 x 2 meter (Tabel 9.3.1; Figuur 9.3.2). Ook in dit experiment was het maaisel afkomstig uit het goed ontwikkelde trilveen in de Stobbenribben. In dit experiment zijn tevens vier extra PQ's uitgezet, waarin per PQ vijf specifieke trilveensoorten - stijve zegge (*Carex elata*), ronde zegge (*Carex diandra*), draadzegge (*Carex lasiocarpa*), waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) en wateraardbei (*Comarum palustre*) - zijn aangeplant. Dit 'aanplantexperiment' moet inzicht geven in het (verschil in) vestigingssucces van het met wortel en al aanplanten van een soort ten opzichte van het inbrengen van maaisel. Er is voor deze vijf soorten gekozen omdat (a) de soorten nog niet aanwezig waren op de locatie van het experiment en (b) uit het maaiselexperiment in hoofdstuk 8 bleek dat deze soorten zich moeizaam vestigen uit maaisel. Twee van de 'aanplantlocaties' dienden als controle. Aan deze PQ's is geen maaisel toegediend en deze PQ's zijn niet gemaaid. Aan de andere twee PQ's is naast het aanplanten van de soorten, ook maaisel toegediend, en de PQ's zijn jaarlijks gemaaid.

De soorten van het aanplantexperiment zijn in vijfvoud aangeplant door kleine stukjes kragge (circa 5 x 5 cm) met daarop de gewenste soort in de PQ's te plaatsen. Elke soort is in een rij aangeplant, met een afstand tussen individuen van ten minste 30 cm. Naast de aangeplante individuen is een korte bamboestok geplaatst om de individuen gemakkelijker te kunnen terugvinden. Een schematisch overzicht van de wijze waarop de individuen zijn aangeplant in de PQ's is gegeven in Figuur 9.3.3.

Het in de Weerribben uitgezette maaiselexperiment bestond in totaal dus uit zestien PQ's van 2 x 2 meter, waarvan er 12 tot het 'maaiselexperiment' toe behoren (PQ 1 t/m 12) en 4 tot het 'aanplantexperiment' (PQ 13 t/m 16). Deze PQ's zijn allen gelegen in één petgat in vak 60, met een onderlinge afstand van circa vijf tot honderd meter. PQ 1 lag het dichtst bij de hoofdwatgang (ten westen van het petgat) en PQ 12 lag hier het verst vandaan (Figuur 9.3.2).

Tabel 9.3.1. Overzicht van de behandelingen en de bijbehorende PQ's van het maaiselexperiment.

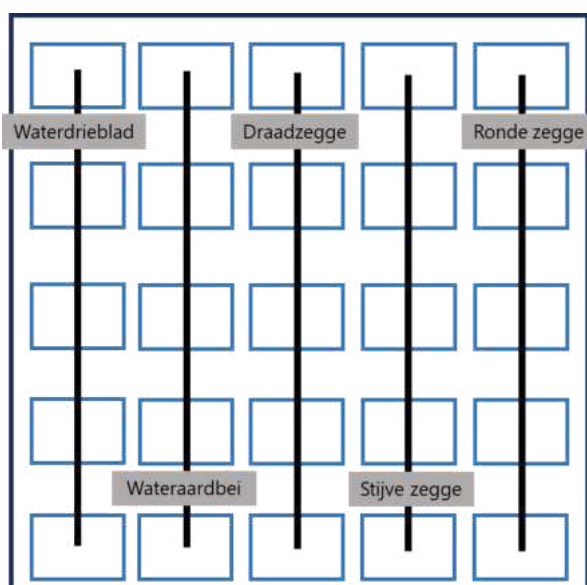
Table 9.3.1. Overview of the treatments and corresponding PQ's of the experiment.

Behandeling	PQ	PQ waarin trilveensoorten zijn aangeplant
Controle	1, 5, 9	13, 15
Maaien	2, 6, 10	
Maaisel	4, 8, 12	
Maaien + Maaisel	3, 7, 11	14, 16



Figuur 9.3.2. Ligging van de PQ's van het maaiselexperiment. De codes bij de PQ's indiceren de volgende behandelingen: C = controle; m = maaien; M = maaisel; Mm = maaien & maaisel; De codes met een 'P' voor het PQ-nummer wijzen de aanplant-PQ's aan.

Figure 9.3.2. Location of the PQ's of the additional experiment. The codes indicate the following treatments: C = control; m = mowing; M = hay; Mm = mowing & hay; The PQ's with the prefix 'P' indicate the PQ's where species were planted.



Figuur 9.3.3. Schematisch overzicht van de wijze waarop de vijf individuen per soort zijn aangeplant in de 'aanplant-PQ's.

Figure 9.3.3. Overview of the distribution of the five individuals per species in the PQs.

9.3.2 Vegetatieopnames in PQ's

Vóór het inzetten van het experiment is in het groeiseizoen van 2021 een nulmonitoring van de vegetatie in de PQ's uitgevoerd. In de twee hierop volgende zomers zijn er opnieuw vegetatieopnames gemaakt om de (gecombineerde) effecten van het maaien en toedienen van maaisel, alsook het effect van het aanplanten van trilveensoorten te monitoren. De vegetatieopnames zijn steeds op hetzelfde moment in het jaar gemaakt: op de overgang van juni naar juli. De vegetatieopnames zijn gemaakt aan de hand van de vegetatieschaal van Braun-Blanquet, waarbij een code wordt gegeven aan elke aanwezige soort overeenkomend met de desbetreffende geschatte bedekking of het aantal individuen (Tabel 7.3.1 in hoofdstuk 7; Braun-Blanquet, 1964; Schaminée et al., 1995). Ook is de totale vegetatiebedekking geschat.

Om het vestigings- en uitbreidingssucces over tijd te monitoren zijn jaarlijks tussen 2021 en 2023 de uitbreiding, vitaliteit en lengtegroei van de vijf aangeplante soorten in beeld gebracht. Dit is gedaan door jaarlijks het aantal individuen, scheuten, de lengte van deze scheuten en het aantal scheuten dat bloeit te noteren.

Verder is in 2022 en 2023 met een RTK-dGPS (Trimble Catalyst) de omvang en uitbreiding van schorpioenmossen ingemeten. Met ArcGIS pro (versie 2.9.5) zijn hier vervolgens kaarten van gemaakt die de bedekking over de tijd ruimtelijk laten zien.

9.3.3 Abiotische omgevingsfactoren

De lichtbeschikbaarheid op de bodem is in elke PQ op twee locaties (voorin en achterin de PQ) gemeten. Bij elke meting is zowel in de lucht boven de vegetatie (referentie lichtintensiteit) als laag in de vegetatie (ten behoeve van de mate van uitdoving) gemeten. De meting is op beide locaties in triplo uitgevoerd, omdat de lichtintensiteit sterk kan fluctueren afhankelijk van de hoeveelheid zonne-instraling en bewolking⁶. De lichtbeschikbaarheid is vervolgens uitgerekend aan de hand van de volgende formule, waarbij het gemiddelde van de metingen is genomen:

$$\text{Lichtintensiteit in vegetatie} / \text{Lichtintensiteit boven vegetatie} \times 100\% = \text{\% lichtbeschikbaarheid}$$

In 2021 en 2023 is tevens het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) van het oppervlaktewater gemeten. Het EGV is een indicator voor aanwezigheid van kationen (positief geladen ionen) en anionen (negatief geladen ionen). Hoe hoger de geleidbaarheid, hoe meer ionen er aanwezig zijn. Hoewel de onderlinge verhoudingen van de ionen niet kunnen worden afgeleid, is het EGV toch een redelijke proxy voor de basenrijkdom van het oppervlaktewater, omdat dit in de Weerribben wordt gedomineerd door calcium en bicarbonaat. Het EGV is in 2021 op één plek en in 2023 op drie plekken (voor, midden en achter) in elke PQ gemeten. In 2021 is ook de pH gemeten in elke PQ.

In 2022 zijn er verschillende biochemische parameters, evenals de pH, gemeten op drie locaties: aan de voorzijde van het petgat (nabij PQ 1), in het midden van het petgat (nabij PQ 5) en aan de achterzijde van het petgat (nabij PQ 12). De monsters zijn op een afstand van circa 1 meter vanaf de ribbe genomen. De gemeten biochemische parameters zijn calcium (Ca), ijzer (Fe), magnesium (Mg), fosfor totaal (Ptot), zwavel totaal (Stot), stikstof-Kjeldahl (NKj), ammonium (NH₄), chloride (Cl) en nitraat (NO₃).

⁶ In 2021 was de meetmethode iets afwijkend. Er is toen wel drie keer op een locatie vóór in de PQ gemeten, maar slechts één keer op een locatie verder achter in de PQ.

9.3.4 Analyses

De data-analyse dient inzicht te geven in de vegetatie-ontwikkeling binnen de behandelingen, maar ook in de verschillen tussen behandelingen. De verschillen tussen behandelingen en jaren zijn beschrijvend geanalyseerd, waarbij is gekeken naar (a) de bedekking van schorpioenmossen, (b) de totale mosbedekking, (c) het vestigingssucces en de totale bedekking van soorten uit het maaisel van de Stobbenribben en (d) het vestigingssucces en de totale bedekking van soorten die aangeplant zijn. Waar mogelijk zijn verbanden statistisch getoetst aan de hand van t-toetsen en/of variantieanalyses (ANOVA's; zie bijlage 11 voor de statistische uitkomsten van deze toetsen).

9.4 Resultaten en Discussie

9.4.1 Biochemische samenstelling van het oppervlaktewater

In 2022 zijn er EGV-metingen gedaan, evenals analyses naar de biochemische samenstelling van het oppervlaktewater op drie locaties in het petgat (Tabel 9.4.1.). De bemonstering voor deze analyses zijn gedaan nabij PQ's 1 (voor), 7 (midden) en 12 (einde). Deze gegevens laten geen duidelijk gradiënt zien in het EGV vanaf de voorzijde van het petgat (nabij PQ 1) naar de achterzijde (nabij PQ 12). De verwachting was dat de basenconcentraties en fosforconcentraties zouden afnemen met een toename tot de hoofdwatgang als gevolg van een verder isolatie van het petgat. Opvallend is echter dat de Ca-, Mg- en P-concentraties op het moment van bemonsteren in het midden van het petgat het hoogst waren. Verder is het opvallend dat de P-concentraties in het oppervlaktewater van dit petgat aanzienlijk hoger lijken te liggen dan in het petgat van de Draaien (zie Tabellen 8.4.1 en 9.4.1).

Tabel 9.4.1. Biochemische samenstelling en pH van oppervlaktewater op drie locaties in het petgat: aan de voorzijde (nabij PQ1), in het midden (nabij PQ5) en aan de achterzijde van het petgat (nabij PQ12), zoals gemeten in juli 2022.

Table 9.4.1. Biochemical composition and pH of the surface water on three locations in the sampling area: on the front side (near PQ1), in the middle (near PQ5) and at the backside (near PQ12), as measured in July 2022.

Locatie in petgat	Ca (m g/l)	Fe (m g/l)	Mg (mg/l)	Ptot (mg/l)	Stot (mg S/l)	pH	NKj (m g/l)	NH4 (mg N/l)	Cl (mg/l)	PO4-P (mg P/l)	NO3 (mg N/l)	EGV (µS/cm)
Voor	35	0,5 5	5,5	0,15	1,3	6,5	0,0 86	0,11	24	<0,0 20	<0,2 0	301
Midden	77	5	9,6	0,72	2,1	6,5	0,3 8	0,48	21	<0,0 20	<0,2 0	327
Einde	19	1,2	3,8	0,36	1,2	6,3	0,1 1	0,15	15	0,02 7	<0,2 0	147

De EGV-metingen van 2021 en 2023 en de pH metingen van 2021 staan vermeld in Tabel 9.4.2. De tabel laat zien dat het EGV in 2023 aan de voorzijde bij de ribbe en in het midden van de PQ meestal lager is dan aan de achterzijde van de PQ (in het open deel van het petgat). Ook laten de metingen uit 2023 in grote lijnen een afname van het EGV zien in het petgat vanaf de voorzijde (nabij PQ 1)

naar de achterzijde (richting PQ 12). Het EGV in de hoofdwatgang was 437 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in juni 2023 (niet gemeten in 2021 en 2022), en gemiddeld nog 301 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bij PQ 1, maar nog maar 147 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bij PQ12. Een vergelijkbare trend is niet te zien in de EGV-metingen van 2021. Opvallend is dat het EGV na PQ 7 een duidelijke 'sprong' naar beneden maakt. De oorzaak hiervoor is onduidelijk. Vanaf PQ 8, na de sprong, zijn de EGV waarden dan ook te laag voor een goede trilveenontwikkeling. Als laatste valt op dat het EGV tijdens de meetronde in vak 60 in 2023 wat hoger lag (tenminste tot PQ 7) dan tijdens de meetronde in 2021 in vak 60 en de meetronde in 2022 in het petgat in de Draaien (zie hoofdstuk 8).

De pH, zoals gemeten in 2021, lag tussen de 6,67 en 7,15. Net zoals de EGV-metingen van dat jaar is er geen duidelijke trend te zien in de gemeten waarden.

Tabel 9.4.2. pH en elektrisch geleidingsvermogen (EGV) van het oppervlaktewater in de PQ's, zoals gemeten in juli 2021 en 2023 (alleen EGV) aan de achterzijde (Achter), in het midden (Midden) en aan de voorzijde (Voor) ten opzichte van de ribbe.

Table 9.4.2. pH and electrical conductivity (EGV) of the surface water in each PQ, as measured in July 2021 and 2023 (only EGV) at the backside of the PQ (Achter), in the middle (Midden) and at the front side (Voor) of the PQ.

PQ	Behandeling	pH	EGV			
			2021	2023 Eind	2023 Midden	2023 Voor
1	Controle	6,72	161	325	302	277
2	Maaien	6,72	172.1	342	360	392
3	Maaien + Maaisel	6,71	154.5	352	333	206
4	Maaisel	6,67	156.6	371	328	244
13	Aanplant Controle	6,67	176.5	288	266	232
14	Aanplant Maaien + Maaisel	6,85	228	330	359	300
15	Aanplant Controle	6,67	176.5	341	325	304
16	Aanplant Maaien + Maaisel	7,07	213.6	339	298	272
5	Controle	7,15	247	375	392	215
6	Maaien	7,06	233	330	306	231
7	Maaien + Maaisel	7	231	330	179	183
8	Maaisel	6,94	217.1	220	234	148
9	Controle	6,93	188	189	156	147
10	Maaien	6,81	226	170	167	145
11	Maaien + Maaisel	6,77	252	153	161	174
12	Maaisel	6,73	244	144	146	150

Lichtbeschikbaarheid

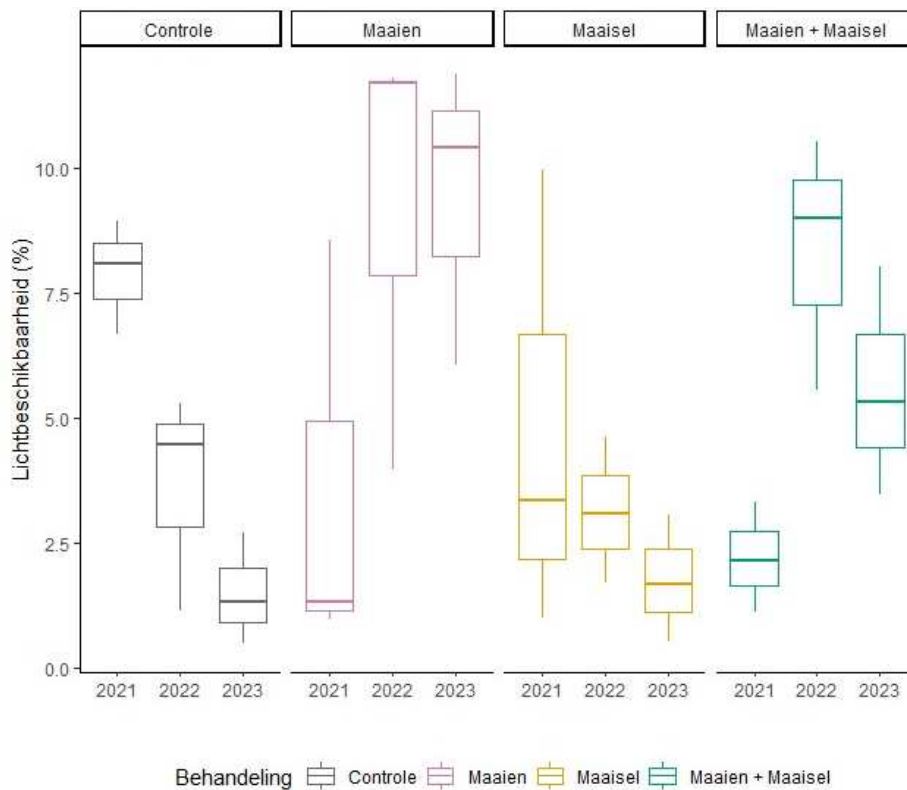
De lichtbeschikbaarheid in de verschillende PQ's over tijd is weergegeven in Figuren 9.4.1 (maaiselexperiment) en 9.4.2 (aanplantexperiment), waarbij het van belang is om te realiseren dat de metingen in 2021 zijn uitgevoerd voordat er gemaaid is. Een tweezijdige ANOVA is uitgevoerd om het effect van de verschillende behandelingen en jaren op de lichtbeschikbaarheid te analyseren. Deze ANOVA toonde aan dat er net als in het eerdere experiment (zie hoofdstuk 8) een statistisch significant verschil in lichtbeschikbaarheid is tussen de verschillende behandelingen ($F(3) = 3,66$; $p < 0,05$), maar niet tussen de verschillende jaren ($F(2) = 1,11$; $p = 0,34$).

Een Tukey post-hoc test laat vervolgens zien dat er net als in het eerdere experiment (zie hoofdstuk 8) significante verschillen ($p < 0,05$) zijn tussen de gemaaide PQ's ('maaien' en 'maaien + maaisel') en de niet gemaaide PQ's ('controle' en 'maaisel').

De lichtbeschikbaarheid was het laagst in de PQ's met de behandelingen 'controle' en 'maaisel' (Figuur 9.4.1). Dit ligt in de lijn der verwachting: deze PQ's zijn immers niet gemaaid, waardoor dode vegetatie van het vorige groeiseizoen in het PQ blijft staan. In de PQ's met de behandelingen 'controle' daalde de lichtbeschikbaarheid van 7,9% in 2021 naar 1,5% in 2023. In de PQ's met de behandeling 'maaisel' daalde de lichtbeschikbaarheid van 4,8% in 2021 naar 1,8% in 2023. De PQ's lijken dus verder dicht te groeien over tijd.

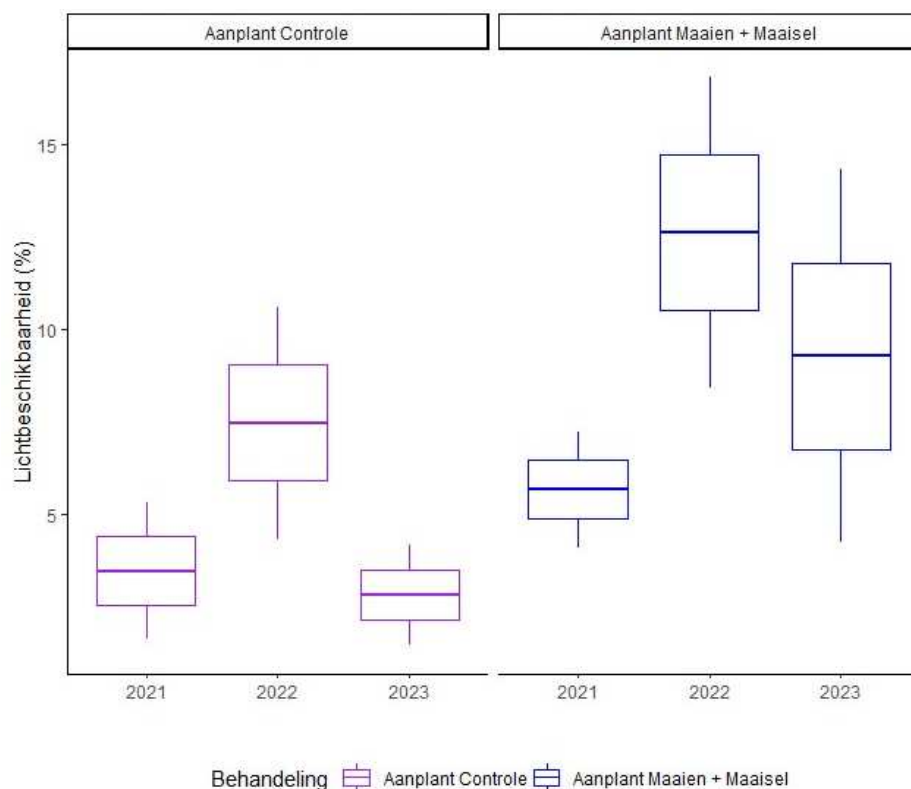
De gemaaide PQ's (waarin 'maaien' en 'maaien + maaisel' onderling niet significant van elkaar verschilden) hadden in 2022 en 2023 een lichtbeschikbaarheid die duidelijk hoger was dan in de niet

gemaaide PQ's (Figuur 9.4.1). Voordat er in september 2021 (voor het eerst) werd gemaaid, was de lichtbeschikbaarheid gemiddeld 3,6% (maaien) en 2,2% (maaien + maaisel). Daarmee was de lichtbeschikbaarheid vergelijkbaar met de niet-gemaaide plots. In 2022 was de lichtbeschikbaarheid in de in 2021 gemaaide plots echter toegenomen tot waarden van 9,1% (maaien) en 8,3% (maaien + maaisel). In 2023 nam de lichtbeschikbaarheid nog licht toe tot 9,5% in de gemaaide PQ's, maar daalde deze naar 5,6% voor 'maaien + maaisel'. In het aanplant experiment is een vergelijkbare trend te zien (Figuur 9.4.2). De lichtbeschikbaarheid lijkt hoger voor de gemaaide PQ's vergeleken met de controle PQ's.



Figuur 9.4.1. Lichtbeschikbaarheid in de PQ's met de verschillende behandelingen, gemeten in 2021, 2022 en 2023. In 2021 waren alle PQ's niet gemaaid.

Figure 9.4.1. Light availability over the four treatments, measured in 2021, 2022 and 2023. All treatments were not mown in 2021.



Figuur 9.4.2. Lichtbeschikbaarheid in de PQ's van het aanplantexperiment, gemeten in 2021, 2022 en 2023. In 2021 waren alle PQ's niet gemaaid.

Figure 9.4.2. Light availability of the planting experiment, as measured in 2021, 2022 and 2023. All treatments were not mown in 2021.

9.4.2 Vestigingssucces van soorten uit het maaisel en veranderingen in de vegetatie

Verschillende vaatplanten en mossen die kenmerkend zijn voor trilvenen, vestigden zich gedurende het experiment tijdelijk of gedurende het hele experiment in de PQ's (Tabellen 9.4.3 (maaiselexperiment) en 9.4.4 (aanplantexperiment); zie bijlage 10 voor de volledige vegetatieopnames in alle PQ's). De gevestigde vaatplanten in het aanplantexperiment zijn vooral veel aangetroffen doordat deze zijn aangeplant. Voor de mossen in het aanplantexperiment, en de vaatplanten en mossen in het maaiselexperiment, is het zeer waarschijnlijk dat deze soorten afkomstig zijn uit het maaisel uit de Stobbenribben. In tegenstelling tot het eerdere experiment (zie hoofdstuk 8) is het opvallend dat soorten vanuit het maaisel soms ook (tijdelijk) zijn gevestigd in PQ's die niet voorzien zijn van maaisel. Zo is ronde zegge vrijwel uitsluitend aangetroffen in PQ's die niet van maaisel zijn voorzien. Dit kan meerdere verklaringen hebben: zo kan het maaisel door de wind of door verstoring tijdens het veldwerk zijn verspreid. Dit kan vooral in PQ's 1 en 2 en bij PQ's 8 en 9 zijn opgetreden. PQ 1 (controle) en PQ 2 (maaien) lagen dichtbij PQ 3 (maaien + maaisel) en PQ 4 (maaisel) - de afstand tussen de PQ's was slechts 0,5 tot 1 meter. Daarnaast lag PQ 8 (maaisel) dicht bij PQ 9 (controle). Het is daarom voor de hand liggend dat de soorten met het maaien en/of via de laarzen tijdens het veldwerk zijn verspreid. Hoewel dit in de ogen van de experimentele opzet onwenselijk is, blijkt hieruit wel het dispersievermogen van de soorten. Hieronder gaan we verder in op het vestigingssucces van mossen (paragraaf 9.4.3.1) en vaatplanten (paragraaf 9.4.3.2) uit het maaisel.

Tabel 9.4.3. Overzicht van de soorten die zich tijdelijk of permanent (gedurende de duur van het experiment) in de verschillende PQ's hebben gevestigd vanuit het maaisel uit de Stobbenribben. De kleurcode correspondeert met de behandeling van de desbetreffende PQ's, waarbij rood staat voor 'controle', paars voor 'maaien', oranje voor 'maaisel' en blauw voor 'maaien + maaisel'.

Table 9.4.3. Overview of the species that were able to establish in the PQ's during the experiment from the hay that was mowed in the Stobbenribben. The color code represents the corresponding treatment, where red represents the control, purple represents mowing, orange represents hay and blue represents mowing + hay.

Nederlandse naam	PQ's in 2021	PQ's in 2022	PQ's in 2023
draadzegge	2, 4	1,	11, 12
groen schorpioenmos		1, 2, 3, 7, 11, 4, 8	1, 2, 3, 7, 11, 8, 12
moeraskartelblad		7	7
ronde zegge		5, 9, 6, 10	10, 11
stijve zegge			9, 11
rood schorpioenmos		2, 3, 7	3, 11, 8, 12
sterrengoudmos		1	7
wateraardbei		9	9
zeegroene muur		1	11

Tabel 9.4.4. Overzicht van de soorten die zich tijdelijk of permanent (gedurende het experiment) hebben gevestigd in de PQ's waar individuen zijn aangeplant. Dit is gebeurd vanuit het maaisel uit de Stobbenribben dan wel door middel van aanplanten. De aangeplante soorten zijn schuingedrukt weergegeven. De kleurcode correspondeert met de behandeling van de desbetreffende PQ's, waarbij groen staat voor 'controle' en zwart voor 'maaien + maaisel'.

Table 9.4.4. Overview of the species that were able to establish in the PQ's of the planting experiment, from the hay that was mowed in the Stobbenribben or by planting the species. The species that were planted are given in italics. The color code represents the corresponding treatment, where green represents the control and black represents the mowing + hay treatment.

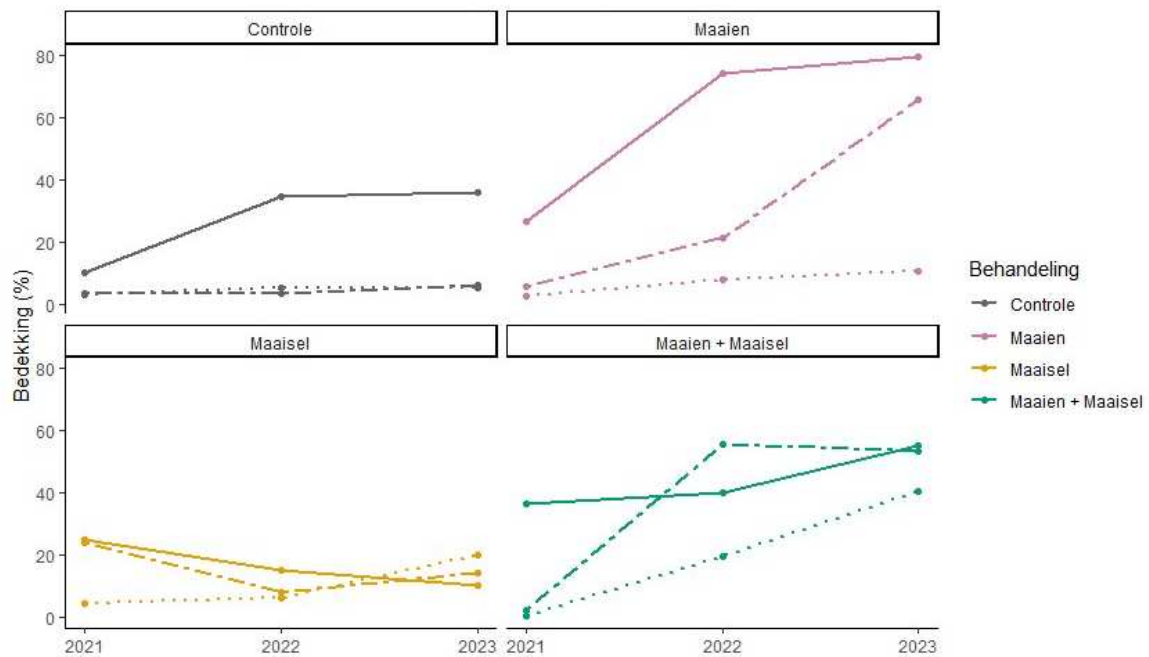
Nederlandse naam	PQ's in 2021	PQ's in 2022	PQ's in 2023
draadzegge		15, 14, 16	13, 15, 14, 16
ronde zegge		13, 15, 14, 16	13, 14, 16
stijve zegge		13, 15, 14, 16	13, 15, 14, 16
wateraardbei		13, 15, 14, 16	13, 15, 14, 16
waterdrieblad		13, 14	14
groen schorpioenmos		15, 14, 16	14, 16
groenknolorchis			14
moeraskartelblad		14	14
plat blaasjeskruid		16	
rood schorpioenmos		14, 16	14
zeegroene muur		15, 14, 16	

9.4.2.1 Vestigingssucces van mossen

Een tweezijdige ANOVA laat zien dat er een statistisch significant verschil in mosbedekking is tussen de verschillende behandelingen in het maaiselexperiment ($F(3) = 3,39$; $p < 0,05$) en tussen de verschillende jaren van het experiment ($F(2) = 3,70$; $p < 0,05$). Een post-hoc Tukey test wijst uit dat er over het gehele experiment een toename is in de mosbedekking ($p < 0,05$), maar dat dit vooral optreedt in de gemaaide PQ's (Figuur 9.4.3).

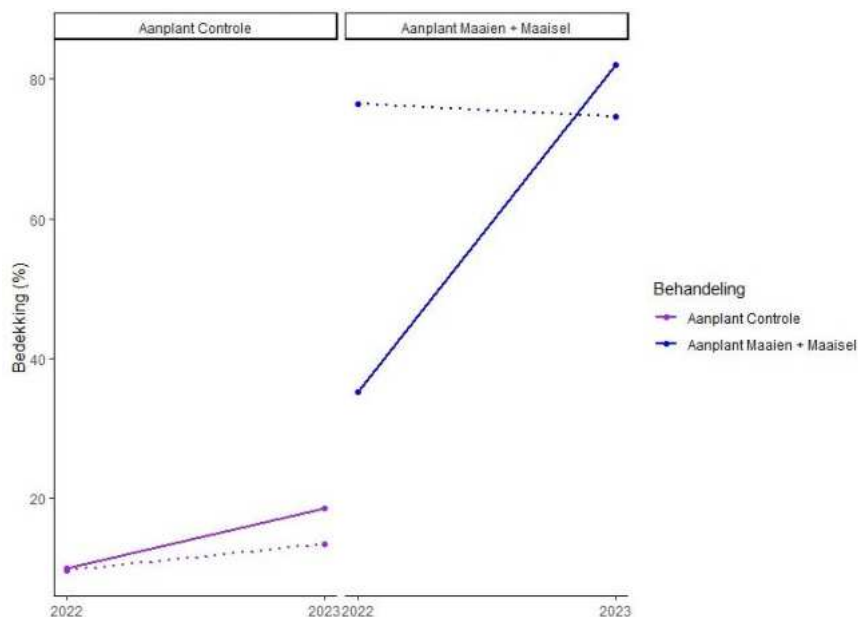
In het aanplantexperiment is er geen statistisch significant verschil in mosbedekking over de tijd, maar wel tussen de behandelingen ($F(1) = 26,30$; $p < 0,05$; Figuur 9.4.4). Hierbij is de mosbedekking in de 'maaien + maaisel' PQ's significant hoger dan die in de 'controle' PQ's ($p < 0,05$). In het

aanplantexperiment zijn geen vegetatiekarteringen gemaakt in 2021, dus voor deze PQ's is er geen duidelijke beginsituatie.



Figuur 9.4.3. Totale bedekking van mossen over de tijd in het maaiselexperiment. De verschillende kleuren representeren de vier behandelingen. De lijntypes (punt-streep, punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 9.4.3. Total coverage of mosses over in the experiment. The colors represent the four different treatments. The linetypes (dotdash, dotted and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.



Figuur 9.4.4. Totale bedekking van mossen over de tijd in het aanplantexperiment. De verschillende kleuren representeren de twee behandelingen. De lijntypes (punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 9.4.4. Total coverage of mosses over in the planting experiment. The colors represent the two different treatments. The linetypes (dotted and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.

Dominante mossoorten in de PQ's

In de 'controle' PQ's (zowel in het maaiselexperiment als in het aanplantexperiment) is de lichte toename in mosbedekking hoofdzakelijk veroorzaakt door een toename in puntmossen (*Calliergon spp.* en *Calliergonella spp.*). In de PQ's met maaiselbehandeling was gewoon puntmos de dominante mossoort in 2021. De bedekking met gewoon puntmos nam echter af gedurende het experiment terwijl de bedekking met dikkopmossen (*Brachythecium spp.*) wat toenam, met als resultaat dat puntmossen en dikkopmossen in 2022 en 2023 een vergelijkbare bedekking hadden tussen de 0-8%. Vermoedelijk is de toename van dikkopmos veroorzaakt door een toename van strooisel, waardoor de PQ's droger werden en/of onvoldoende licht de bodem bereikte voor optimale ontwikkeling van gewoon puntmos.

In de gemaaide PQ's is de toename in de totale mosbedekking niet eenduidig door één mossoort te verklaren. In PQ 10 was de dominante mossoort gewoon puntmos. In PQ 2 nam de bedekking met dikkopmos af ten gunste van schorpioenmos. In PQ 6 was de mosbedekking sowieso laag en nam dikkopmos toe van 2,5% in 2021 tot 7,5% in 2023. In de 'maaien + maaisel' PQ's werd de toename in mosbedekking echter veroorzaakt door zowel puntmossen als schorpioenmossen, in zowel het aanplant- als maaiselexperiment.

In het maaisel waren drie mossen aanwezig die nog niet in de PQ's in vak 60 van de Weerribben aanwezig waren. Van deze mossen vestigde sterrengoudmos (*Campyllum stellatum*) zich met enkele individuen in twee PQ's: in 2022 in één van de controle PQ's en in 2023 in een 'maaien + maaisel' PQ (Tabel 9.4.4). Daarnaast hebben rood en groen schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides* en *Scorpidium cossonii*) zich gevestigd in meerdere PQ's. Al in 2022, in het eerste groeiseizoen na het

inbrengen van het maaisel, sloegen schorpioenmossen aan: groen schorpioenmos is aangetroffen in zeven van de acht PQ's waarin maaisel is ingebracht (inclusief het aanplantexperiment), rood schorpioenmos sloeg aan in vier van de acht PQ's (Tabellen 9.4.3 en 9.4.4). Het is zeer waarschijnlijk dat deze mossen afkomstig zijn uit het maaisel uit de Stobbenribben. In dit maaisel was schorpioenmos (veel) aanwezig. Opvallend is wel dat deze mossoorten soms ook (tijdelijk) zijn gevestigd in PQ's die niet voorzien zijn van maaisel. Dit zou veroorzaakt kunnen zijn door dispersie via de wind of water, of door verspreiding via de laarzen tijdens het maken van de vegetatieopnames.

Schorpioenmosbedekking in de PQ's

Voor alle PQ's in het maaiselexperiment in vak 60 geldt dat de schorpioenmosbedekking relatief laag bleef (< 10 %) gedurende het experiment, met uitzonderingen van PQ 2 (maaien) in 2023 (35 %) en PQ 11 (maaien + maaisel) in 2022 (22,5 %) (Figuur 9.4.5 t/m 9.4.9). De bedekking verschilde dan ook niet statistisch significant tussen de behandelingen ($F(3) = 1,10$; $p = 0,37$) of over tijd ($F(2) = 1,36$; $p = 0,28$).

In het aanplantexperiment sloeg schorpioenmos beter aan in de PQ's waarin maaisel is ingebracht (Figuren 9.4.8, 9.4.9 en 9.4.11). Overall was de bedekking van schorpioenmossen in dit experiment lager dan in het (oorspronkelijke) maaiselexperiment in de Draaien (hoofdstuk 8). Vermoedelijk is dit te verklaren door minder gunstige abiotische condities, waarbij het vooral opvallend is dat de P-concentratie in het oppervlaktewater beduidend hoger was in vak 60 dan in de Draaien. Dit komt ook tot uiting in de beperktere lichtbeschikbaarheid in dit petgat in vak 60.



Figuur 9.4.5. Bedekking met schorpioenmossen in het maaiselexperiment PQ's 1 (C= controle), 2 (m = maaien), 3 (Mm = maaien + maaisel), 4 (M = maaisel) en 13 (aanplant controle).

Figure 9.4.5. Coverage of *Scorpidium* spp. in the experiment in PQ's 1 (C = control), 2 (m = mowing), 3 (Mm = mowing + hay), 4 (M = hay) and 13 (C = control planting experiment).



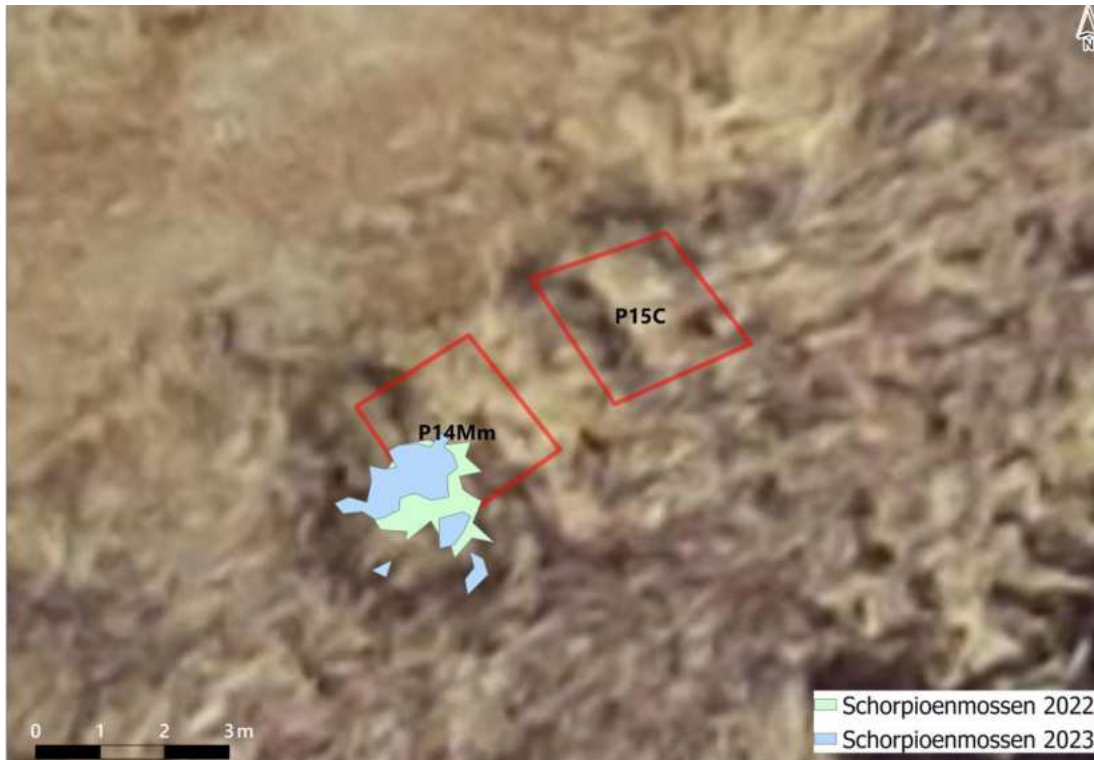
Figuur 9.4.6. Bedekking met schorpioenmossen in het maaiselexperiment in PQ's 5 (C = controle), 6 (m = maaien), 7 (Mm = maaien + maaisel), 8 (M = maaisel) en 9 (C = controle).

Figure 9.4.6. Coverage of *Scorpidium* spp. in the experiment in PQ's 5 (C = control), 6 (m = mowing), 7 (Mm = mowing + hay) 8 (M = hay) and 9 (C = control).



Figuur 9.4.7. Bedekking met schorpioenmossen in het maaiselexperiment in PQ's 8 (M= Maaien), 9 (C = controle), 10 (m = maaien), 11 (Mm = maaien + maaisel) en 12 (M = maaisel).

Figure 9.4.7. Coverage of *Scorpidium* spp. in the experiment in PQ's 8 (M = hay), 9 (C = control), 10 (m = mowing), 11 (Mm = mowing + hay) and 12 (M = hay).



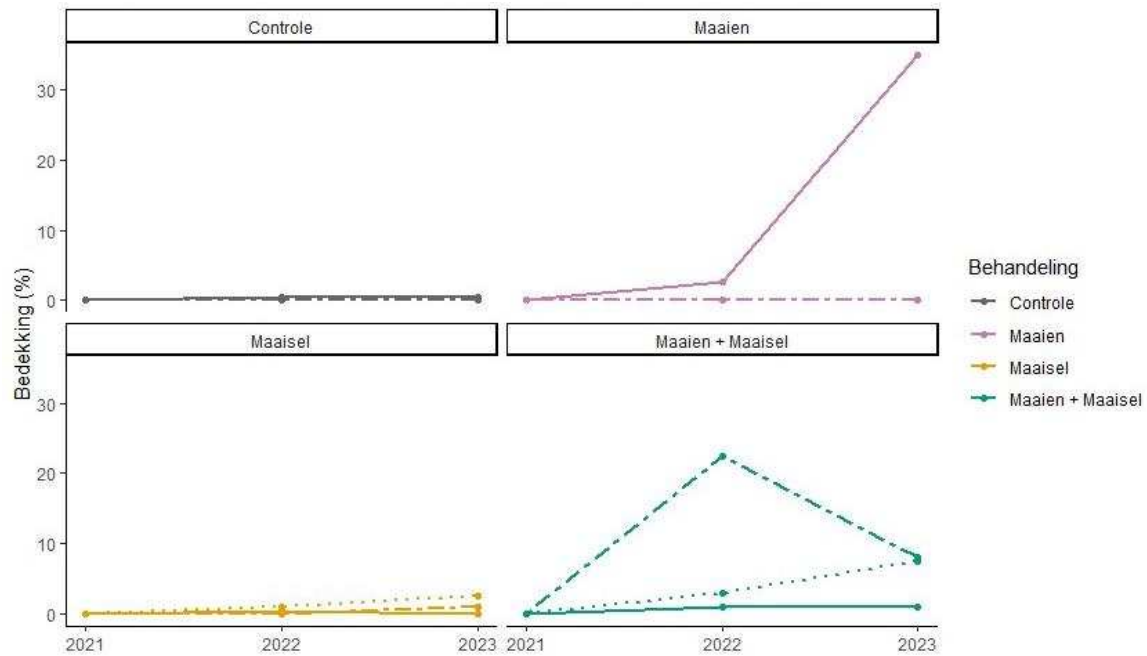
Figuur 9.4.8. Bedekking met schorpioenmossen in het maaiselexperiment in PQ's 14 (Mm = aanplant maaien + maaisel) en 15 (C = aanplant controle).

Figure 9.4.8. Coverage of *Scorpidium* spp. in the experiment in PQ's 14 (Mm = planting + mowing + hay) and 15 (C = planting + control).



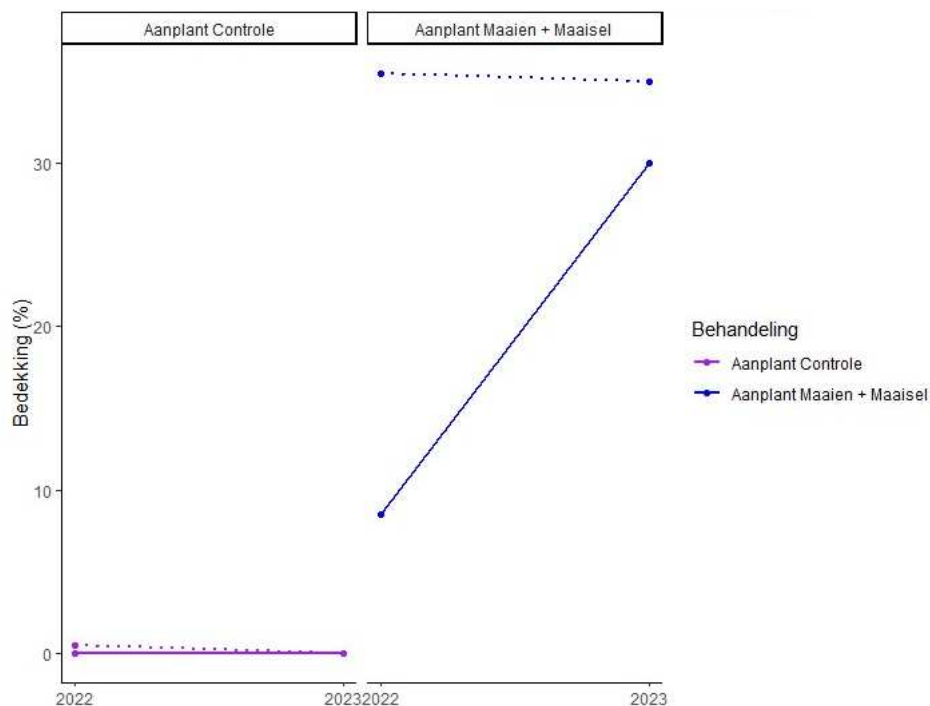
Figuur 9.4.9. Bedekking met schorpioenmossen in het maaiselexperiment in PQ 16 (Mm = aanplant maaien + maaisel).

Figure 9.4.9. Coverage of *Scorpidium* spp. in the experiment in PQ 16 (Mm = planting + mowing + hay).



Figuur 9.4.10. Totale bedekking van schorpioenmossen over de tijd in het maaiselexperiment. De verschillende kleuren representeren de vier behandelingen. De lijntypes (punt-streep, punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 9.4.10. Total coverage of *Scorpidium spp.* in the experiment. The colors represent the four different treatments. The linetypes (dotdash, dotted and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.



Figuur 9.4.11. Totale bedekking van schorpioenmossen over de tijd in het aanplantexperiment. De verschillende kleuren representeren de twee behandelingen. De lijntypes (punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 9.4.11. Total coverage of *Scorpidium* spp. in the planting experiment. The colors represent the two different treatments. The linetypes (dotted and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.

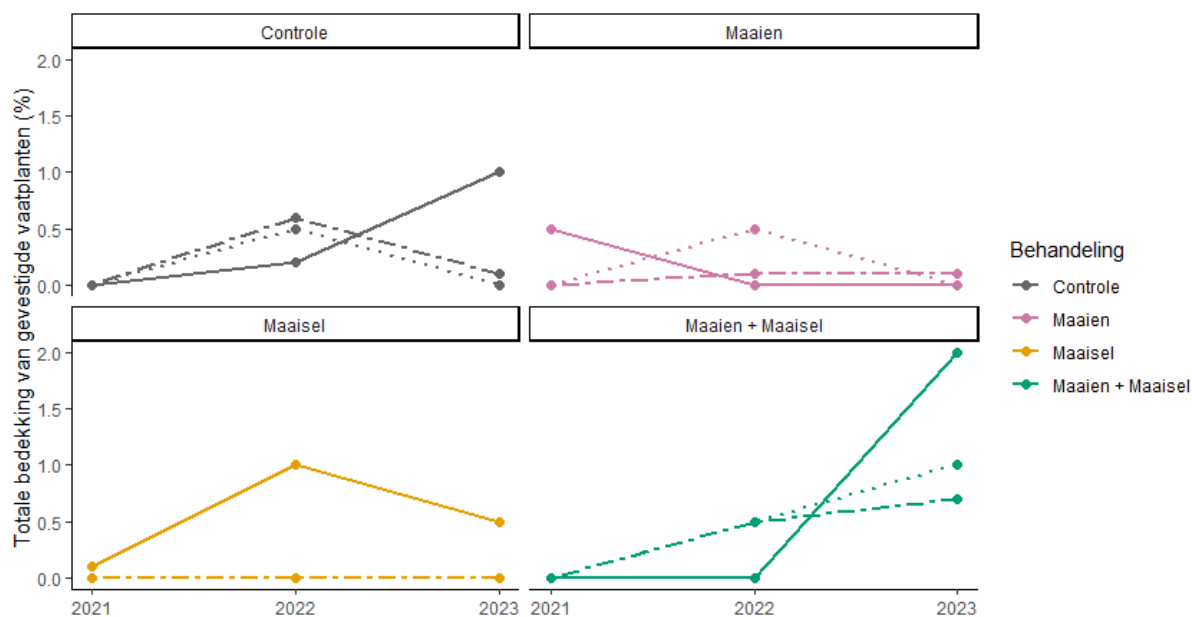
9.4.2.2 Vestigingssucces van vaatplanten

Maaiselexperiment

Gedurende de looptijd van het experiment vestigden verschillende vaatplanten zich tijdelijk of permanent uit het maaisel. Het gaat hierbij onder andere om draadzegge (*Carex lasiocarpa*), moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*) en ronde zegge (*Carex diandra*) (Tabel 9.4.3; Figuur 9.4.12). Van de hierboven genoemde soorten was bij aanvang van het experiment in 2021 alleen draadzegge in zeer beperkte bedekking aanwezig in PQ 2 (maaien) en PQ 4 (maaisel). Het is dus waarschijnlijk, maar voor draadzegge niet met zekerheid te zeggen, dat de genoemde soorten afkomstig zijn uit het maaisel uit de Stobbenribben. Het feit dat de soorten zich vestigden, wijst erop dat de abiotische condities in de PQ's in de basis op orde zijn voor deze soorten.

Net als in het maaiselexperiment in de Draaien (hoofdstuk 8), bleef de bedekking van de vaatplanten uit het maaisel laag (Figuur 9.4.12). Het ging in alle gevallen om slechts enkele individuen die zich vestigden, waardoor de populaties kwetsbaar blijven voor lokale extinctie. Mogelijk belemmert competitie om licht de uitbreiding van de soorten uit het maaisel. Het is belangrijk om hier in het achterhoofd te houden dat de lage bedekking er ook voor kan zorgen dat de aanwezigheid van sommige soorten in PQ's gemist kan worden. Hoewel de vegetatie in de PQ's zeer nauwkeurig is opgenomen, is niet uit te sluiten dat in het geval van soorten waarvan slechts één individu aanwezig was, de soort is gemist.

Opvallend is dat ook soorten uit het maaisel zijn aangetroffen in PQ's met de behandelingen 'controle' en 'maaien'. In deze PQ's is dus geen maaisel ingebracht. Vermoedelijk hebben de soorten zich kunnen vestigen door verspreiding van zaden via de wind of water, of door verspreiding via laarzen gedurende het veldwerk.



Figuur 9.4.12. Totale bedekking van vaatplanten (over de tijd), die vermoedelijk uit het maaisel zijn gekiemd in het maaiselexperiment. De verschillende kleuren representeren de vier behandelingen. De lijntypes (puntstreep, punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

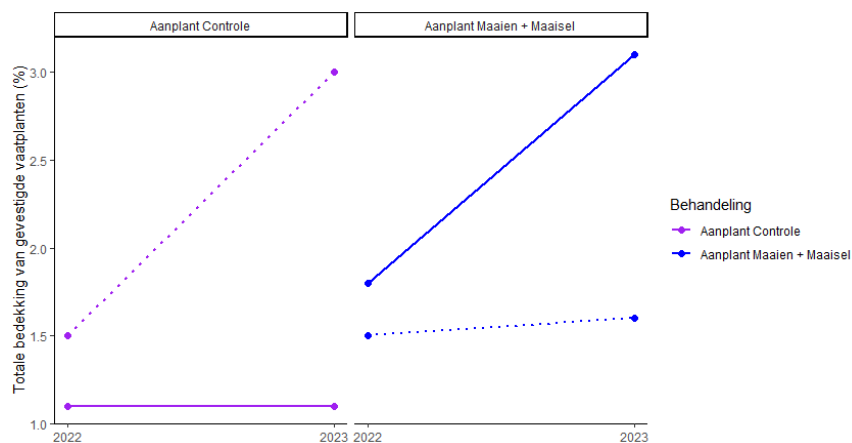
Figure 9.4.12. Total coverage of vascular plant species established from hay in the experiment. The colors represent the four different treatments. The linetypes (dotdash, dotted and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.

Net als in het oorspronkelijke maaiselexperiment in de Draaien (hoofdstuk 8) zijn er ook in dit petgat verschillende vaatplanten niet waargenomen die wel kenmerkend zijn voor trilveen en die aanwezig waren in het maaisel uit de Stobbenribben, namelijk: geelgroene zegge (*Carex demissa*), veenreukgras (*Hierochloe odorata*) en waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*). Voor veenreukgras geldt dat het opnieuw (net als bij de Draaien) waarschijnlijk is dat er geen reproductieve delen in het maaisel zaten, en daarmee de kans op vestiging vrijwel nul was. Waterdrieblad heeft zich ook (net als in de Draaien) in het voorliggende, aanvullende maaiselexperiment in vak 60 niet gevestigd vanuit het maaisel. Oorzaken hiervan kunnen zijn: (a) suboptimale abiotische condities en/of (b) onvoldoende kieming van zaden doordat zaden niet zijn gegeten door watervogels of vissen. Normaliter verspreidt waterdrieblad met name (vegetatief) via wortelstokken. Deze hebben niet in het maaisel gezeten.

Aanplantexperiment

In het aanplantexperiment vestigden meer vaatplanten zich gedurende de looptijd van het experiment in de PQ's dan in het 'reguliere' experiment in dit petgat in vak 60 van de Weerribben. In 2023 zijn de volgende trilveensoorten die aanwezig waren in het maaisel en/of de getransplanteerde stukjes kragge aangetroffen in een of meer PQ's: draadzegge (*Carex lasiocarpa*), groenknolorchis (*Liparis loeselii*), moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*), ronde zegge (*Carex diandra*), wateraardbei (*Comarum palustre*) en waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) (Tabel 9.4.3). Voor vijf van deze

soorten (waterdrieblad, wateraardbei, draadzegge, ronde zegge en stijve zegge) geldt dat de soorten specifiek zijn aangeplant. Dit verklaart voor een groot deel het grotere vestigingssucces van vaatplanten in het aanplantexperiment ten opzichte van het maaiselexperiment. Groenknolorchis en moeraskartelblad hebben zich dus vermoedelijk vanuit het maaisel en/of vanuit de stukjes getransplanteerde kragge gevestigd. De behaalde bedekkingen verschillen sterk per PQ, waarbij de bedekkingen in alle gevallen laag (<4%) bleven (Figuur 9.4.13).



Figuur 9.4.13. Totale bedekking van vaatplanten (over de tijd), die vermoedelijk uit het maaisel zijn gekiemd en/of aangeplant zijn in het maaiselexperiment. De verschillende kleuren representeren de twee behandelingen. De lijntypes (punten en solide lijnen) representeren de individuele PQ's per behandeling, hierdoor is de mosbedekking per PQ gedurende de verschillende jaren te zien in de figuur.

Figure 9.4.13. Total coverage of vascular plant species established in the PQ's of the planting experiment. The colors represent the two different treatments. The linetypes (dotted and solid) represent the individual PQ's per treatment, which makes it possible to see the moss coverage over time per PQ.

De overleving van de verschillende aangeplante individuen en soorten verschilt (bijlage 12). Het aanplanten van soorten blijkt redelijk goed te werken voor wateraardbei en stijve zegge: van beide soorten zijn in 2023 nog een groot deel van geplante individuen levend teruggevonden (Tabel 9.4.5). Beide soorten breidden zich echter nog niet tot nauwelijks uit in de PQ's, hoewel de individuen er over het algemeen wel vitaal uitzagen. Van stijve zegge zijn geen fertiele individuen aangetroffen in 2022 en 2023, terwijl van wateraardbei wel bloeiende dan wel vruchtdragende individuen zijn waargenomen. Dit heeft voornamelijk echter niet geleid tot uitbreiding van de soort wat betreft het aantal individuen. Mogelijk duurt het enkele jaren voordat de soorten zich daadwerkelijk uitbreiden, en is er dus met name tijd nodig.

De overleving van draadzegge en ronde zegge varieerde sterk tussen de PQ's, waarbij de mate van overleving groter was in de PQ's die gemaaid waren dan in de controles. Ook waren de individuen in de gemaaide PQ's over het algemeen vitaler (méér scheuten en/of langere scheuten, bijlage 12). Van ronde zegge zijn verschillende bloeiende exemplaren aangetroffen, zowel in 2022 als in 2023. Van draadzegge is alleen in 2022 één bloeiend exemplaar waargenomen.

Het aanplanten van waterdrieblad bleek in de Weerribben niet effectief. Op één individu na zijn alle aangeplante individuen verloren gegaan in het aanplantexperiment. Het nog overlevende individu was daarnaast niet vitaal. De verwachting is dan ook dat dit individu niet lang zal overleven. Dit resultaat is opvallend, aangezien de middels wortelstokken uitgestrooide individuen van waterdrieblad in het uitgevoerde experiment in de Westbroekse Zodden (zie Hoofdstuk 7) zeer goed aansloegen. Het is onduidelijk waardoor waterdrieblad in dat experiment wel goed aansloeg en in dit

aanplantexperiment in de Weerribben niet. Ook via het maaisel sloeg de soort hier niet aan. Nader onderzoek is nodig om inzicht te krijgen in wanneer waterdrieblad wel aanslaat, en wanneer niet.

Tabel 9.4.5. Aantal in 2023 teruggevonden levende individuen van de aangeplante soorten per PQ in het aanplantexperiment. C = aanplant controle en Mm = aanplant maaien + maaisel

Table 9.4.5. Number of recovered living individuals of the planted species per PQ in the planting experiment. C = planting in control PQ and Mm = planting in PQ with mowing and hay addition.

Soort	PQ13 (C)	PQ14 (Mm)	PQ15 (C)	PQ16 (Mm)
waterdrieblad	0	1	0	0
wateraardbei	3	4	3	5
draadzegge	0	2	1	3
stijve zegge	3	3	5	4
ronde zegge	2	3	0	2

9.5 Conclusies

Uit het aanvullende maaiselexperiment in vak 60 van de Weerribben is gebleken dat de spectaculaire resultaten uit het reguliere maaiselexperiment in de Draaien (zie hoofdstuk 8) niet een éénmalige treffer waren. Ook in het aanvullende maaiselexperiment bleken schorpioenmossen in staat zich vanuit het maaisel te vestigen en uit te breiden. De schorpioenmossen behaalden in het aanvullende maaiselexperiment echter wel een lagere bedekking dan in het oorspronkelijke, reguliere maaiselexperiment. Vermoedelijk is dit gekoppeld aan de beperktere lichtbeschikbaarheid als gevolg van een hogere/dichtere biomassa, wat veroorzaakt zou kunnen zijn door de hogere P-concentraties in het oppervlaktewater van dit petgat. Het toepassen van maaibeheer en het op orde zijn van de abiotische condities lijkt dan ook een zeer belangrijke voorwaarde voor het succes van het inbrengen van maaisel.

Net als in het oorspronkelijke maaiselexperiment in de Draaien, hadden de verschillende vaatplanten meer moeite dan de schorpioenmossen om zich te vestigen vanuit het maaisel. Soorten sloegen wel aan, maar over het algemeen slechts met enkele individuen, waardoor gedurende de looptijd van het experiment nog geen robuuste populaties ontstonden.

Verder bleek uit het aanplantexperiment dat wateraardbei en stijve zegge in staat zijn zich vitaal te handhaven vanuit getransplanteerde stukjes kragge. Wateraardbei stond zelfs regelmatig te bloeien. Gedurende de looptijd van het experiment hebben beide soorten zich echter nog niet uitgebreid. Waterdrieblad had meer moeite te overleven. Voor deze soort lijkt het aanplanten van kleine stukjes kragge dan ook niet zinvol voor het faciliteren van de mesotrofe verlanding.

D. Synthese en conclusie

10. Synthese en conclusie

De hoofdvraag van het onderzoek naar het stimuleren van de jonge verlanding was: “Welke concrete grootschalige beheermaatregelen kunnen (a) de negatieve invloed van vraat en (b) het ontbreken van positieve ecosystem engineers oplossen, waardoor jonge mesotrofe verlanding en vorming van trilveenkraggen op landschapsschaal gestimuleerd worden?”.

Om deze hoofdvraag te beantwoorden, zijn de in Tabel 10.1 opgesomde deelvragen opgesteld, die ingrijpen op de invloed van vraat door rivierkreeften en vogels enerzijds, en op het effect van het ontbreken van biobouwers anderzijds. Hieronder gaan we in op de conclusies voor vraat door rivierkreeften (paragraaf 10.1), vraat door watervogels (paragraaf 10.2) en het inbrengen van biobouwers (paragraaf 10.3). In Tabel 10.1 is weergegeven welke deelvragen in welke paragraaf worden beantwoord. Het hoofdstuk eindigt met in paragraaf 10.4 met aanbevelingen voor beheer en vervolgonderzoek.

Tabel 10.1. Overzicht van te beantwoorden deelvragen.

Table 10.1. Overview of research questions.

Deelvraag	Paragraaf
1. Welke praktische maatregelen op landschapsschaal kunnen helpen om ecosystemen / gebieden weerbaarder te maken tegen begrazing?	10.1; 10.2; 10.3
2. Wat is de kritieke graasdruk voor specifieke locaties/soorten waaronder vraat geen belemmering is voor mesotrofe verlanding?	10.1; 10.2
3. Hoe kan de graasdruk die belemmerend is voor de jonge trilveenontwikkeling en trilveenvorming op korte en ook op langere termijn worden gereduceerd (door systeemmaatregelen)?	10.1; 10.2
4. Via welke terreincondities en processen kan het beheer sturen op kwaliteit, beschikbaarheid en toegankelijkheid van het voedsel voor de grazers?	10.1; 10.2
5. Met welke maatregelen kunnen gebieden beschermd worden die nu nog geen grote graasdruk door rivierkreeften ondervinden?	10.1
6. Hoe kunnen soorten die belangrijk zijn voor mesotrofe verlanding - en tevens minder gevoelig voor vraat - op landschapsschaal worden gestimuleerd of geïntroduceerd? Soorten als waterdrieblad, holpijp, wateraardbei, snavel- en draadzegge komen hiervoor in aanmerking (maar ook andere soorten die je in de betreffende regio zou verwachten bij initiële mesotrofe verlanding).	10.3
7. Hoe kunnen we krabbenscheervegetaties herstellen en weerbaar maken tegen vraat?	10.1

10.1 Invloed van vraat door rivierkreeften op de mesotrofe verlanding

Vraat en verknipping door uitheemse rivierkreeften

In 2019 hadden zes soorten uitheemse rivierkreeften zich (permanent) in Nederland gevestigd: de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, Turkse rivierkreeft, rode Amerikaanse rivierkreeft, gestreepte Amerikaanse rivierkreeft, geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en Californische rivierkreeft. Hoewel alle soorten een negatieve invloed op de mesotrofe verlanding in laagveengebieden kunnen hebben door vraat en verknipping, lijken de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft het meest destructief. Dit is het gevolg van een combinatie van (a) een korte levenscyclus met groot

reproductief vermogen, (b) het graafgedrag van de rivierkreeft, (c) een omnivoor dieet en brede habitateisen, (d) een grote mate van territoriaal gedrag en (e) beperkte mate van predatie. Bovenstaande factoren leiden ertoe dat de populatiegrootte van de rode Amerikaanse rivierkreeft snel kan toenemen in laagveengebieden.

De dichtheden van de uitheemse rivierkreeften kunnen enorm zijn. In Nederland zijn gemiddelde rivierkreeftdichtheden tot vijf rivierkreeften (> 5 cm) per vierkante meter waargenomen (Van Emmerik, 2010; Lemmers et al., 2018). Uitgaande van een gemiddeld gewicht van 25 gram per rivierkreeft, betekent dit dat biomassa's tot 1.250 kg/ha kunnen voorkomen. Ter referentie: een visbiomassa van 600 kg/ha is uitzonderlijk hoog. Het feit dat dergelijke dichtheden worden aangetroffen, wijst erop dat uitheemse rivierkreeften op zeer effectieve wijze gebruik kunnen maken van verschillende voedselbronnen in het watersysteem.

Met de enorme dichtheden die uitheemse rivierkreeften kunnen bereiken, kunnen ze ook voor veel verknipping van ondergedoken vegetatie zorgen. Daarnaast zorgen ze met hun graafgedrag voor vertroebeling van het water, waardoor groeicondities voor ondergedoken waterplanten (verder) worden verslechterd. Bovenstaande factoren hebben ertoe geleid dat de rode Amerikaanse rivierkreeft in de top drie van de lijst '100 worst alien species in Europe' staat. De soort heeft zich inmiddels over een groot deel van het Nederlandse laagveengebied verspreid en de verwachting is dat deze zich de komende jaren nog verder zal verspreiden.

Alhoewel het *overall* effect van uitheemse rivierkreeften, en dan met name de rode Amerikaanse rivierkreeft, vaak moeilijk voorspelbaar is, is het wel duidelijk dat hoge kreeftendichtheden een grote negatieve invloed kunnen hebben op de aanwezigheid van waterplanten en daarmee op de mesotrofe verlanding. Schade aan de waterplanten, gecombineerd met de opwerveling van sediment (en de daaraan gekoppelde grotere nutriëntenbelasting), kan leiden tot een omslag van een helder naar een troebel watersysteem en dus tot een achteruitgang van de biodiversiteit.

Belemmering van de mesotrofe verlanding door uitheemse rivierkreeften

Krabbenscheer is een belangrijke biobouwer. De soort kent een ondergedoken fase in het winterhalfjaar en een drijvende fase in het zomerhalfjaar. Wanneer de fotosynthese in het voorjaar op gang komt, slaat de plant CO₂ op in de intracellulaire weefsels, waardoor de plant opdrijft. Drijvende krabbenscheerplanten kunnen dichte 'vegetatiematten' vormen aan het wateroppervlak, die voor structuur kunnen zorgen waarop andere soorten als moerasvaren, kleine lisdodde en zeggen zich kunnen vestigen. Op deze wijze kan krabbenscheer de mesotrofe verlanding faciliteren.

De verwachting is dat uitheemse rivierkreeften, en met name de rode Amerikaanse rivierkreeft, door verknipping van de vegetatie een belemmering kan vormen voor de krabbenscheerverlanding. Hierbij is er sprake van directe effecten door verknipping van krabbenscheer en van indirecte effecten door het verslechteren van de abiotische condities voor krabbenscheer en andere waterplanten. Het uitgevoerde onderzoek (hoofdstuk 4) wijst uit dat rode Amerikaanse rivierkreeften inderdaad zowel ondergedoken als drijvend krabbenscheer verknippen. De verknipping van drijvende krabbenscheer kan er zelfs toe leiden dat krabbenscheer haar drijfvermogen verliest, en naar de bodem zinkt. Omdat krabbenscheer (vrijwel) uitsluitend groeit wanneer het aan het wateroppervlak drijft, heeft dit in potentie een groot effect op de vitaliteit van de populatie, en bestaat het risico dat deze instort. Het tot zinken brengen van de krabbenscheerplanten en potentiële ineenstorting van de populatie kan de mesotrofe verlanding tot trilveen dan ook direct belemmeren.

Kritieke graasdruk van rivierkreeften voor jonge trilveenontwikkeling

In de literatuur wordt vaak benoemd dat de effecten van vraat en verknipping door rivierkreeften significant zijn bij een dichtheid vanaf één rivierkreeft per vierkante meter (o.a. Lemmers et al., 2018). Ons modelonderzoek waarin specifiek de effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op krabbenscheer zijn onderzocht (hoofdstuk 4), wijst echter uit dat de kritische graasdruk van rivierkreeften voor krabbenscheer systeemspecifiek zijn. Met andere woorden: er is niet één kritieke graasdruk, maar de graasdruk is afhankelijk van de abiotische condities van het watersysteem. Nutriëntbelasting, waterdiepte en debiet blijken in sterke mate te bepalen bij welke rivierkreeftendichtheid krabbenscheer overleeft.

Indien de condities voor krabbenscheer optimaal zijn⁷, dan is de maximale rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer zich kan handhaven volgens het model gelijk aan ongeveer één rivierkreeft per vierkante meter. Indien de condities suboptimaal zijn, dan ligt de kritische rivierkreeftendichtheid lager. De berekende dichtheden zijn hiermee in lijn met waardes uit de literatuur. Omdat de gemeten rivierkreeftdichtheden in veel systemen in Nederland hoger zijn dan één rivierkreeft per vierkante meter, kan vraat door rivierkreeften een belangrijke oorzaak zijn van het verdwijnen van krabbenscheervegetaties en daarmee van het uitblijven van de mesotrofe verlanding tot trilveen.

In afwezigheid van rivierkreeften komt krabbenscheer onder een behoorlijk brede range in trofiegraad voor. De soort kan dan ook onder redelijk eutrofe condities overleven, mits het water in het voorjaar helder blijft. De aanwezigheid van rode Amerikaanse rivierkreeften lijkt volgens de modelberekeningen die range echter sterk te beperken: de krabbenscheerbiomassa stort in bij een (veel) lagere nutriëntbelasting. Of, andersom: hoe hoger de nutriëntbelasting, hoe lager de kritische rivierkreeftendichtheid waarbij de krabbenscheerpopulatie zich kan handhaven.

Ook voor waterdiepte geldt dat krabbenscheer bij een brede range van dieptes kan voorkomen. Nutriëntrijkere systemen zijn doorgaans troebeler dan nutriëntarme systemen, waardoor krabbenscheer in nutriëntarmere omstandigheden tot een grotere diepte kan voorkomen dan in nutriëntrijke systemen (Sugier et al., 2010). De modelstudie wijst uit dat diepte in nutriëntrijkere systemen een sterke (negatieve) invloed heeft op de kritische rivierkreeftendichtheid waarbij krabbenscheer kan overleven.

Het ligt voor de hand dat de kritieke graasdruk van rivierkreeften ook voor andere soorten (ondergedoken) waterplanten systeemspecifiek is. Modelberekeningen voor de Molenpolder (Nieuwkamer et al., 2020) en polder Berkenwoude in de Krimpenerwaard (Van Giels et al., 2023) wijzen er inderdaad op dat de kritieke graasdruk ook voor andere groepen waterplanten systeemspecifiek is. In deze onderzoeken is niet specifiek voor bepaalde soorten onderzoek verricht, maar is wel gebruik gemaakt van kenmerkende groepen zoals kranswieren, wortelende ondergedoken waterplanten en niet-wortelende ondergedoken waterplanten.

Stuurfactoren voor de populatiegrootte van rivierkreeften

Om effectief te kunnen sturen op de rivierkreeftpopulaties, en daarmee de effecten op de jonge verlanding, is het essentieel om grip te hebben op de factoren en processen die de populatiegroottes sturen. Het verklarend rivierkreeftenonderzoek (hoofdstuk 3) heeft een aantal aanknopingspunten

⁷ De optimale condities voor krabbenscheer komen overeen met een helder watersysteem bij mesotrofe condities, ammoniumconcentraties (NH_4^+) lager dan $50 \mu\text{mol L}^{-1}$, een pH tussen 6 en 8, een diepte tot 1,5 m (liever ondieper) en sulfideconcentraties (S) lager dan $5 \mu\text{mol L}^{-1}$ (o.a. Smolders et al., 1996; Snyder & Francis, 2016).

voor stuurfactoren opgeleverd. Factoren die op basis van dit onderzoek verschillen in rivierkreeftendichtheid kunnen verklaren, zijn:

- *Zuurstofhuishouding van het oppervlaktewater*: een (tijdelijk) lage zuurstofbeschikbaarheid in het oppervlaktewater gedurende een deel van het jaar, leidt tot lagere rivierkreeftdichtheden;
- *Schuilmogelijkheden*: Er blijkt een duidelijke positieve relatie tussen de score voor schuilmogelijkheid en de kreeftendichtheid: een hoge score is dus ongewenst, omdat de kreeftendichtheden dan groter kunnen zijn. De score voor schuilen wordt beïnvloed door het substraat, de slibdikte, de bedekking met submerse vegetatie en oevertype. Een substraat met een hoog organisch stofgehalte heeft een positieve invloed op de score voor schuilen, evenals een grotere slibdikte en hogere bedekking met submerse vegetatie. De aanwezigheid van 'ondoordringbare' oevers, zoals een brede rietoever of 'harde' beschoeiing, beïnvloedt de score voor schuilen negatief;
- *Watertemperatuur*: de hoeveelheid rivierkreeften lijkt positief gecorreleerd aan de watertemperatuur. De vraag hierbij is echter in hoeverre er sprake is van een daadwerkelijk dichtheidseffect, of een activiteitseffect. Met andere woorden, neemt de dichtheid van rivierkreeften daadwerkelijk toe met een toename in watertemperatuur, of neemt de activiteit en daarmee de vangbaarheid van rivierkreeften toe met een toename in watertemperatuur;
- *Externe P-belasting*: het maximum aantal rode Amerikaanse rivierkreeften lijkt (enigszins) toe te nemen naarmate de P-belasting hoger is. Er zijn echter geen duidelijke conclusies te trekken voor dit verband, doordat (a) de externe belasting in dit onderzoek per gebied en niet per meetlocatie is opgegeven, (b) de externe belasting slecht voor een deel van de locaties is meegenomen en (c) de externe belasting eigenlijk per locatie afgezet zou moeten worden tegen de kritische belastingen, die voor de meeste locaties momenteel onbekend zijn.

In veel gevallen lijkt het zo te zijn dat er niet één stuurfactor is die leidend is, maar een combinatie van meerdere stuurfactoren. Nader onderzoek is nodig om meer grip te krijgen op de (combinatie van) stuurfactoren die de rivierkreeftendichtheid beïnvloeden.

Op schuilmogelijkheid en P-belasting is (relatief) goed te sturen. Sturen op een lage beschikbaarheid van zuurstof is onwenselijk, omdat op het moment dat rivierkreeften last krijgen van de lage zuurstofgehalten, ook andere organismen hierdoor belemmerd worden. Mogelijk heeft dit uiteindelijk zelfs een negatief effect op het watersysteem, doordat uitheemse rivierkreeften in staat zijn snel te herkoloniseren, terwijl andere (inheemse) soorten hier meer moeite mee (kunnen) hebben.

Uit het verklarend rivierkreeftonderzoek bleek tevens dat er verschillende factoren en processen zijn die tegen de verwachting in niet (significant) correleren met de rivierkreeftpopulatie. Het gaat hierbij om doorzicht en prederende macrofauna. Heldere, relatief voedselarme watersystemen met veel zichtjagers en waterplanten worden doorgaans robuuster geacht dan troebele, relatief voedselrijke systemen (o.a. Lemmers et al., 2018; De Jong et al., 2019). Dit kwam echter niet uit het verklarend kreeftenonderzoek (hoofdstuk 3). Voor nutriëntenhuishouding, biomassa van prederende vissoorten, prederende zoogdieren, prederende vogels, baggerbeheer en oeverbeheer is ook na het verklarende kreeftenonderzoek nog onduidelijk of ze sturend (kunnen) zijn voor de rivierkreeftenpopulaties. Hiervoor geldt dat nader onderzoek nodig is om uitsluitsel te geven.

Maatregelen om de invloed van uitheemse rivierkreeften op de jonge verlanding te reduceren

De beste maatregel om te voorkomen dat uitheemse rivierkreeften de jonge mesotrofe verlanding belemmeren, is het voorkomen dat de soorten zich in een gebied vestigen. Met welke maatregelen we vestiging van soorten het beste kunnen voorkomen, is echter vooralsnog onduidelijk. Ook geldt

voor veel laagveengebieden dat voorkomen van vestiging een gepasseerd station is. Ook eliminatie van de populaties lijkt hier niet (meer) mogelijk. In deze gebieden dienen andere maatregelen getroffen te worden, waarbij mechanische bestrijding (wegvangen), biologische bestrijding (predatie), systeemmaatregelen (robuuste ecosystemen) en fysieke bestrijding (plaatsen fysieke barrières) in potentie het meest kansrijk zijn. Maatregelen als het introduceren van ziektes of bestrijding met pesticiden kunnen weliswaar potentieel effectief zijn, maar dergelijke maatregelen worden zeer onwenselijk geacht in verband met de kans op neveneffecten die doorwerken in het gehele voedselweb (o.a. Lemmers et al., 2018).

Het intensief wegvangen van rivierkreeften is momenteel de meest gangbare methode om de rivierkreeftenpopulatie te verlagen en daarmee onder de kritische rivierkreeftendruk voor systemen te komen. In Nederland zijn hier inmiddels verscheidene pilots en onderzoeken voor uitgevoerd (Janssen & Kampen, 2020; Roessink & Ottburg, 2020; Kampen et al., 2023; Van Giels et al., 2023). Hoewel deze onderzoeken aantonen dat rivierkreeften zich goed laten vangen en dat in een aantal gevallen ondergedoken waterplanten terugkeren, lijkt het te gaan om een tijdelijk effect. Ook het rivierkreeftenmodel wijst uit dat het wegvangen van rivierkreeften slechts gedurende korte tijd effectief is (hoofdstuk 4). Alleen rivierkreeften vanaf circa vijf centimeter in lengte worden weggevangen, en door het grote reproductievermogen herstelt de populatie zich binnen één à twee jaar na het wegvangen, waardoor de waterplanten weer verdwijnen.

Alleen het wegvangen van rivierkreeften lijkt dus onvoldoende soelaas te bieden om de rivierkreeftpopulaties blijvend laag te houden. Verschillende onderzoeken (o.a. Lemmers et al., 2021; Van Kleef et al., 2022) wijzen erop dat het robuuster maken van het ecosysteem mogelijk kan helpen. Doorgaans wordt hierbij gedomd op (a) het verlagen van de nutriëntbelastingen en voedselbeschikbaarheid, (b) vergroten van de predatiedruk, (c) wegnemen van schuilmogelijkheden en (d) vergroten van de weerbaarheid van (specifieke) vegetatie. In opdracht van de VBNE is momenteel een OBN-onderzoek gaande naar de mate waarin deze zaken een systeem robuuster kunnen maken tegen vraat en verknipping door uitheemse rivierkreeft (Kanters et al., in prep.). Daarnaast is onlangs in de Molenpolder een pilot gestart waarin een dergelijke 'ecosysteemaanpak' wordt getoetst in het veld. Uit dit onderzoek moet blijken in hoeverre het robuuster maken van het ecosysteem helpt, en uit te rollen is op landschapsschaal.

Tot slot blijkt dat het weren van rivierkreeften uit oevers met behulp van schrikdraad geen geschikte maatregel is om de schuilmogelijkheden te reduceren (hoofdstuk 5). Er dient dus op zoek gegaan te worden naar alternatieve wijzen waarop rivierkreeften uit oevers geweerd kunnen worden. Een natuurlijke aanpak met een stevige rietkraag of lisdoddebedekking lijkt hiervoor voorsnog het meest geschikt. In het OBN onderzoek naar robuuste ecosystemen tegen uitheemse rivierkreeft, zal hier aandacht aan worden besteed (Kanters et al., in prep.).

Kennislacunes

Er zijn nog verschillende kennislacunes met betrekking tot de wijze waarop (a) voorkomen kan worden dat uitheemse rivierkreeften nieuwe gebieden koloniseren en (b) de gevestigde populaties van uitheemse rivierkreeften blijvend kunnen worden verkleind. Om de gevestigde populaties blijvend te kunnen verkleinen, zal meer grip moeten komen op de factoren die de populaties sturen. Ook zijn er met betrekking tot de ecologie van uitheemse rivierkreeften nog kennislacunes. Het is zinvol om de ecologie beter in beeld te krijgen, omdat dit kan helpen bij het vormgeven van een effectieve methodiek om de populaties te beheersen.

10.2 Invloed van vraat door watervogels op de mesotrofe verlanding

Belemmering van mesotrofe verlanding door vraat door watervogels

Watervogels kunnen op twee manieren invloed hebben op de mesotrofe verlanding: (a) door begrazing en betreding en (b) door eutrofiëring van het oppervlaktewater.

De belangrijkste grazers zijn ganzen, knobbelzwanen, meerkoeten en (duik)eenden. Deze soorten doen zich te goed aan oeverplanten en (submerse, emerse en drijvende) waterplanten. De begrazingsdruk door watervogels verschilt per seizoen, en is afhankelijk van populatiedichtheden en de beschikbaarheid en eetbaarheid van de gewenste plantendelen (stengels, wortels, bladeren, zaden en vruchten). Wanneer de begrazing een dusdanige intensiteit aanneemt dat de vegetatieontwikkeling erdoor wordt belemmerd, zal dit leiden tot stagnatie van (of achteruitgang in) de mesotrofe verlanding.

Het experiment in de Westbroekse Zodden (hoofdstuk 7) wijst uit dat voor de oeververlanding met o.a. snavelzegge, holpijp en grote boterbloem hoofdzakelijk knobbelzwaan en meerkoet een probleem zijn. De graasdruk van deze soorten was aanzienlijk hoger dan de graasdruk van grauwe gans en wilde eend. Voor knobbelzwaan geldt dat dit met name kwam door de grote voedselbehoefte van de soort, voor meerkoet zat het probleem juist met name in de (relatief hoge) aantallen. Wel bleken er grote verschillen te zijn gedurende het jaar, waarbij er in de winter en het vroege voorjaar een piek was in begrazing terwijl deze in de overige maanden beperkt was. Ondanks dat de totale graasdruk van herbivore watervogels in ons experiment in de Westbroekse Zodden relatief beperkt was, vormde deze beperkte graasdruk wel al duidelijk een belemmering voor de trilveenontwikkeling.

Watervogels dragen daarnaast bij aan eutrofiëring door productie van feces dat rijk is aan fosfor en stikstof. Belangrijk is dat watervogels alleen bijdragen aan eutrofiëring wanneer zij op een andere locatie grazen dan waar de feces terecht komt. De mate van eutrofiëring is soortspecifiek. Met name de knobbelzwaan heeft een grote potentiële invloed op de P-belasting en N-belasting. De potentiële (aanvullende) P-belasting per individu is bijna twee keer zo groot als die van de grauwe gans, die weer tien keer zo groot is als die van de meerkoet. Één knobbelzwaan kan een toename in P-belasting van circa 0,3 g/dag bezorgen, een grauwe gans van circa 0,2 g/dag en een meerkoet van 0,02 g/dag. Met name als er sprake is van veel rustende vogels kan dit een aanzienlijke impact hebben op de belasting van een watersysteem.

Kritieke graasdruk van watervogels voor jonge trilveenontwikkeling

Een vergelijking van de maximale bovengrondse biomassa van drijftillen met de jaarlijkse vraatdruk kan inzicht geven in de mate waarin vegetaties zich kunnen handhaven en uitbreiden. Deze bovengrondse biomassa ligt doorgaans tussen de 200 en 400 gram drooggewicht per vierkante meter (Koerselman & Verhoeven 1992; Verhoeven et al., 1996; loeb et al. 2016).

Gesommeerd naar een graasdruk per jaar was de totale graasdruk in de Westbroekse Zodden 100 tot 200 gram drooggewicht per *strekende* meter. Omdat met name de buitenste halve tot hele meter van de kragge wordt begraasd, is de graasdruk per vierkante meter 100 - 400 gram drooggewicht. Daarmee blijkt dat zelfs relatief lage aantallen watervogels een significante impact kunnen hebben op de mesotrofe (oever)verlanding, en zeker op de uitbreiding langs de randen.

Maatregelen om de invloed van watervogels op de jonge verlanding te reduceren

Er zijn verschillende manieren waarop de invloed van watervogels op de jonge verlanding kan worden gereduceerd (hoofdstuk 6):

- Het verkleinen van de aanwezige populatie watervogels;
- Het aanbrengen van fysieke barrières;
- Het vergroten van de robuustheid van de vegetatie door grote oppervlakten met vitale verlandingsgemeenschappen te creëren;
- Habitatbeheer, wat wil zeggen dat nest- en opgroei-habitat ongeschikt wordt gemaakt door ingrepen in de vegetatie en/of het watersysteem.

In dit onderzoek is het plaatsen van fysieke barrière uitgetest in de Westbroekse Zodden bij een verlandingsvegetatie (hoofdstuk 7). Hierbij is de effectiviteit van een afrastering met (a) lint en (b) lint en gaas afgezet tegen een (c) controle. Hieruit bleek dat een afrastering met alleen lint wel effectief is tegen ganzen, maar niet tegen knobbelzwaan, meerkoet en wilde eend. Een uitrastering met gaas en lint is wel effectief om ook deze soorten te weren. De verlanding kan in enkele jaren fors uitbreiden wanneer de oevervegetatie wordt uitgerasterd met gaas en lint. Hoewel het niet mooi oogt in het landschap, is de maatregel wel effectief.

Het uitrasteren van grote oppervlaktes is echter wel arbeidsintensief. Daarnaast ligt het voor de hand dat het leefgebied van verschillende moerassoorten, zoals roerdomp of woudaap, negatief wordt beïnvloed bij grootschalige uitrastering. Het lijkt dan ook verstandig om gefaseerd uit te rasteren, en daarmee de verlanding ook gefaseerd te stimuleren.

Kennislacunes

Hoewel het uitrasteren van jonge kragges met lint en gaas effectief is voor het weren van watervogels, is onduidelijk hoe lang de afrastering dient te blijven staan. Op basis van de uitbreidingssnelheid in het petgat in Westbroek, lijkt een duur van 5 tot 10 jaar aannemelijk. Dit is voorsnel echter niet onderzocht.

Daarnaast is onbekend in hoeverre de beginnende oeververlanding in de Westbroekse Zodden daadwerkelijk zal leiden tot de vorming van een basenrijk trilveen. De huidige vegetatiesamenstelling wijst erop dat verlanding richting een trilveen met de associatie van moerasstruisgras en zompzegge (subassociatie met ronde zegge) mogelijk lijkt. Of ontwikkeling van de associatie van schorpioenmos en ronde zegge, de beste vorm van basenrijk trilveen, ook mogelijk is, is momenteel niet duidelijk. Vestiging en uitbreiding van schorpioenmos is al lang een probleem in de Westbroekse Zodden.

Tot slot is er een kennislacune met betrekking tot de invloed van windwerking op de verlandingsnelheid. Door het uitrasteren van de kragge is namelijk niet alleen de vogelvraat geminimaliseerd maar is tevens de wind gebroken. Dit heeft mogelijk een positieve invloed gehad op de uitbreiding van de vegetatie. Onduidelijk is in hoeverre dit proces een rol speelt bij het niet op gang komen van de mesotrofe (oever)verlanding.

10.3 Invloed van het inbrengen van biobouwers op de mesotrofe verlanding

Het belang van biobouwers voor de mesotrofe verlanding tot trilveen

De mesotrofe verlanding tot trilveen kan op verschillende manieren verlopen: (a) via een onderwatertalud (b) vanuit oevers en (c) via drijftillen (Loeb et al., 2016). Voor deze verschillende vormen van verlanding geldt dat gedeeltelijk verschillende biobouwers van belang zijn. Biobouwers

kunnen de verlanding tot trilveen faciliteren en spelen daarmee een belangrijke rol in het verlandingsproces. Zo zijn krabbenscheer en moerasvaren belangrijke biobouwers voor verlanding via drijftillen, terwijl soorten als grote boterbloem, holpijp en snavelzegge van belang zijn bij de oeververlanding. In veel gebieden zijn verschillende verlandende biobouwers verdwenen als gevolg van verslechterde abiotische condities (Loeb et al., 2016). Hoewel de abiotische condities op veel locaties inmiddels verbeterd zijn, zijn de biobouwers (nog) afwezig, doordat dispersie van de soorten een probleem geworden is (Loeb et al., 2016).

Dat dispersie inderdaad een probleem is voor verschillende biobouwers volgt uit de deelonderzoeken in Westbroek (hoofdstuk 7) en de Weerribben (hoofdstukken 8 en 9). Verschillende soorten die afwezig waren, slaan aan als ze actief worden ingebracht. Met name voor schorpioenmossen geldt dat de uitbreiding na inbrengen spectaculair was. Dispersie lijkt dan ook een belangrijk knelpunt te zijn voor deze soorten. In welke mate het inbrengen van deze soorten op termijn zal leiden tot vorming van mesotroof trilveen, is vooralsnog onduidelijk. Hiervoor dienen de verschillende locaties langer te worden gemonitord.

Inbrengen van biobouwers op landschapsschaal: inbrengen zaden, maaisel, wortelstokken en het aanplanten van soorten

In het voorliggende onderzoek is geëxperimenteerd met verschillende methodes voor het inbrengen van kenmerkende soorten. Hieruit blijkt dat er verschillen zijn tussen de effectiviteit van de methodes, en dat wat voor de ene soort goed werkt, voor de andere soort niet werkt.

Het gebruik van zaden is in de Westbroekse Zodden getest door draadzegge, wateraardbei en moeraskartelblad te verspreiden op een reeds verlande kragge met onder andere holpijp, grote boterbloem, kleine lisdodde en snavelzegge (hoofdstuk 7). Moeraskartelblad lijkt zich goed te kunnen vestigen vanuit zaden. De vestiging van moeraskartelblad in verschillende PQ's wijst er tevens op dat de abiotische condities voor moeraskartelblad op orde waren, en dat dispersie hier vermoedelijk een belangrijk knelpunt was. Draadzegge en wateraardbei vestigden zich echter nauwelijks.

Van waterdrieblad en slangewortel zijn wortelstokken ingebracht in de Westbroekse Zodden (hoofdstuk 7). Door een fluctuatie in waterpeil konden de wortelstokken zich verspreiden in het petgat: de soorten zijn niet alleen teruggevonden op de locaties waar ze zijn uitgezet, maar ook daarbuiten. Waterdrieblad is hierbij goed aangeslagen, maar slangewortel minder goed. Opvallend is dat waterdrieblad in de Westbroekse Zodden wel goed is aangeslagen, terwijl vrijwel alle aangeplante individuen stierven in het aanplantexperiment in de Weerribben op een krabbenscheerverlanding met kleine lisdodde, moerasvaren en grote zeggen (hoofdstuk 9). Mogelijk heeft dit ermee te maken dat (a) de aangeplante stukjes kragge in de Weerribben te diep wegzakten waardoor de planten als het ware 'verdronken' zijn, en (b) de wortelstokken in de Westbroekse Zodden konden verspreiden naar een plek met gunstige condities.

In de Weerribben is geëxperimenteerd met het inbrengen van maaisel uit een goed ontwikkeld trilveen in de Stobbenribben op krabbenscheerverlandingen met kleine lisdodde, moerasvaren en grote zeggen (hoofdstukken 8 en 9). Hieruit blijkt dat schorpioenmossen, waarvan fragmenten zich in het maaisel bevonden, goed aanslaan. Vaatplanten lijken meer moeite te hebben zich uit het maaisel te vestigen. Veel soorten, zoals draadzegge en ronde zegge, lukt het weliswaar om zich te vestigen, maar uitbreiding van de soorten verliep moeizaam. Dat schorpioenmossen wel goed aanslaan - onder de voorwaarde dat jaarlijks wordt gemaaid - is zeer hoopvol voor de ontwikkeling van schorpioenmostrilvenen. Dispersie lijkt voor schorpioenmossen een belangrijk knelpunt te zijn, dat door het inbrengen van maaisel kan worden verholpen.

Het aanplanten van vaatplanten die zich uit zaden of maaisel moeilijk vestigen, blijkt beperkt effectief (hoofdstuk 9). Van de vijf soorten waarvoor aanplant is getest (waterdrieblad, wateraardbei, stijve zegge, draadzegge en ronde zegge) was aanplant alleen voor wateraardbei effectief. Na twee jaar waren bijna alle aangeplante individuen nog in leven. Hoewel er nog een nieuwe individuen zichtbaar waren, waren de aangeplante individuen vitaal, gegroeid en in sommige gevallen fertiel. Het lijkt dan ook een kwestie van tijd voordat nieuwe individuen zich vestigen vanuit het geproduceerde zaad. Van waterdrieblad overleefde slechts één individu dat niet vitaal was en vermoedelijk ook zal sterven. Voor de aangeplante zeggen gold dat de overleving varieerde, waarbij er voor geen enkele zeggen gold dat er al nieuwe individuen zijn aangetroffen. Voor stijve zegge gold dat de meeste geplante individuen levend en vitaal zijn teruggevonden, maar dat er geen fertiele individuen zijn aangetroffen. De overleving van draadzegge en ronde zegge varieerde sterk tussen de PQ's, waarbij de mate van overleving en vitaliteit groter was in de PQ's die gemaaid waren dan in de controles. Omdat het aanplanten van soorten vrij arbeidsintensief is ten opzichte van het inbrengen van maaisel of uitstrooien van zaden, ligt het niet voor de hand deze methode op grote schaal in te gaan zetten.

Ondanks de verschillen in effectiviteit tussen soorten en methoden, sloegen verscheidene soorten die zijn ingebracht goed aan. Dit betekent dat dispersie een belangrijk knelpunt is voor verschillende biobouwers, waaronder schorpioenmossen, kenmerkende zeggen, waterdrieblad en wateraardbei. Dit is in lijn met eerdere onderzoeken (o.a. Loeb et al., 2016).

Faciliteren van biobouwers door het aanbrengen van structuur

In theorie kan het aanbrengen van structuur in een petgat de groei van aquatische vegetatie faciliteren. In de Westbroekse Zodden is dan ook geëxperimenteerd met het aanbrengen van BESE-elementen; biologisch afbreekbaar materiaal dat structuur kan bieden voor de vestiging van planten. Het idee is dat de verlandingsvegetaties zich relatief eenvoudig op de BESE zouden kunnen vestigen, en daarmee de mesotrofe verlanding kunnen versnellen. In andere onderzoeken werden dan ook positieve resultaten behaald door het inbrengen van de structuren (Temmink et al., 2020; Temmink, 2020). Het experiment in de Westbroekse Zodden laat echter zien, dat het inbrengen van structuur niet altijd nuttig is. In het experiment vestigden zich nauwelijks soorten op de BESE. De soorten groeiden er zelfs omheen. Oorzaak hiervan is vermoedelijk dat de elementen verankerd waren aan de bodem van het petgat. Hierdoor trad geen droogval op. Dit heeft naar verwachting een negatief effect gehad op de groei van de planten in de BESE. Omdat de afrastering tegen vraat sowieso al resulteerde in een snelle uitbreiding van de kragge, hadden de BESE zelfs een negatief effect. Het onderzoek maakt dan ook duidelijk (a) dat het aanbrengen van BESE niet noodzakelijk is voor het faciliteren van de oeververlanding en (b) dat bij het inzetten van BESE-elementen rekening gehouden dient te worden met peilfluctuaties, waarbij de BESE moeten kunnen meebewegen met het peil.

Uitvoeren van correct maaibeheer

Voor de mesotrofe verlanding tot trilveen is correct maaibeheer essentieel. In het onderzoek bleek dit op twee manieren. In de maaiselexperimenten die in de Weerribben zijn uitgevoerd (hoofdstukken 8 en 9) kwam een duidelijk patroon naar voren waarbij schorpioenmossen zich goed vestigden en sterk uitbreidden in de gemaaide PQ's. In de PQ's die niet gemaaid werden, bleef de bedekking beperkt en nam de schorpioenmosbedekking over tijd weer af. Er lijkt hierbij een duidelijke relatie met lichtintensiteit te zijn. Schorpioenmossen gedijen goed in relatief open vegetatie met een relatief hoge lichtbeschikbaarheid (Cusell et al., 2014). Daarnaast kan maaibeheer ook leiden tot fysieke verspreiding van fragmenten van de mossen. In hoeverre deze fysieke verspreiding gedurende het experiment heeft gespeeld bij de uitbreiding van de mossen binnen de PQ's, is onduidelijk.

Daarnaast bleek in het experiment in de Westbroekse Zodden (hoofdstuk 7) dat door onzorgvuldig maaibeheer een deel van de kragge is weggeslagen. De breedte van de kragge nam hierdoor circa twee meter af. Gezien de langzame uitbreiding van de kragge (zonder vogelwerende maatregelen), betekent dit dat één keer onzorgvuldig maaien kan betekenen dat de verlanding jaren wordt teruggezet. Omdat het maaien in een korte periode uitgevoerd dient te worden en het aantal partijen dat maait beperkt is, staan de maaiers doorgaans onder enorme druk. Dit werkt onzorgvuldigheid, en daarmee negatieve effecten op de trilveenontwikkeling, in de hand.

Bekend is dat beheergelden en -capaciteit doorgaans tekort schieten om het benodigde beheer voor de ontwikkeling van gebieden optimaal te kunnen uitvoeren. Idealiter worden alle kansrijke gebieden handmatig of met lichte (voor het gebied geschikte) machines gemaaid. In de praktijk is dat niet haalbaar. In de Weerribben wordt momenteel geëxperimenteerd met een truxor als maaivoertuig. Dit is een amfibievoertuig waarmee jonge verlandingsvegetaties gemaaid kunnen worden. Vooralsnog lijken de ervaringen met dit voertuig echter te verschillen, waarbij het ene gebied zich gunstig ontwikkelt en het andere gebied te ver in verlanding teruggezet lijkt te worden. Onder welke condities het maaien met de truxor gunstig is en wanneer dit absoluut niet moet worden uitgevoerd, is nog niet duidelijk.

Kennislacunes

Met betrekking tot het inbrengen van biobouwers en de invloed van maaibeheer om de mesotrofe verlanding tot trilveen te stimuleren, zijn er nog verschillende kennislacunes. Deze zijn te verdelen in kennislacunes met betrekking tot het maaibeheer en kennislacunes met betrekking tot het inbrengen van biobouwers.

Onduidelijk is in hoeverre het inbrengen van biobouwers via maaisel - dat voor de meeste soorten de meest geschikte methode lijkt te zijn en daarnaast relatief goed toe te passen is op landschapsschaal - uiteindelijk echt leidt tot de vorming van trilveen en/of het versnellen van het verlandingsproces. Hiervoor zouden de experimenten langduriger moeten worden gevolgd. Daarnaast is niet goed duidelijk waarom sommige soorten gemakkelijk aanslaan, terwijl dit voor andere soorten niet het geval is. Voor waterdrieblad geldt tevens dat niet duidelijk is waarom de soort in de Westbroek Zodden wel goed aansloeg, terwijl dit in de Weerribben niet het geval was. Tot slot is met betrekking tot het inbrengen van soorten onbekend hoe groot de genetische diversiteit van de ingebrachte soorten is, en of hoofdzakelijk *individuen* of *klonen* van de soorten worden ingebracht.

Voor wat betreft het maaibeheer is niet duidelijk in hoeverre fysieke verspreiding als gevolg van het maaien invloed heeft op de mesotrofe verlanding. Daarnaast wordt momenteel op verschillende plekken in Nederland geëxperimenteerd met een truxor, een amfibievoertuig, als maaimachine. Op sommige locaties worden hiermee goede resultaten geboekt, terwijl dit op andere locaties niet het geval is (mond. med. dhr. Kuiper, Staatsbosbeheer). Onduidelijk is onder welke condities de inzet van de truxor gunstig is en wanneer de maaimachine niet moet worden ingezet.

10.4 Aanbevelingen voor beheer en vervolgonderzoek

10.4.1 Aanbevelingen voor beheer

Uit het onderzoek naar de invloed van vraat door rivierkreeften en watervogels en het inbrengen van biobouwers op de mesotrofe verlanding tot trilveen, volgt een aantal aanbevelingen voor beheer. Allereerst blijkt dat uitheemse rivierkreeften een belangrijke belemmering kunnen vormen voor de mesotrofe verlanding. Daar waar de rivierkreeften nog niet voorkomen, en dan met name de rode Amerikaanse rivierkreeft, adviseren we de opkomst te voorkomen dan wel te vertragen door middel van het aanbrengen van fysieke barrières. Een belangrijk voorbeeld is hierbij de Weerribben. Voor zover bekend komen rode Amerikaanse rivierkreeften hier nog niet voor. In de Wieden komen de rivierkreeften inmiddels wel voor (waarneming.nl). Het verdwijnen van de vegetatie in verschillende petgaten daar, is hier vermoedelijk aan te wijten. Het vertragen van de opmars richting de Weerribben is dan ook essentieel, waarbij in de tussentijd sterk dient te worden ingezet op onderzoek naar de stuurfactoren voor de populaties, zodat grote ecologische impact in de Weerribben hopelijk kan worden voorkomen. Verder is het zinvol om de abiotische condities te optimaliseren voor krabbenscheer. Onder optimale condities kan krabbenscheer namelijk bij hogere rivierkreeftdichtheden overleven dan onder suboptimale condities. Voor veel systemen zal dit betekenen dat de nutriëntbelasting omlaag moet.

Om vraat door watervogels in petgaten met beginnende oeververlanding tegen te gaan, is het zinvol om een tijdelijke afrastering (enkele jaren) te plaatsen op locaties waar vraat tot problemen lijkt te leiden. Een afrastering heeft impact op (de belevingswaarde van) het landschap, maar het kan er wel toe leiden dat de oeververlanding beter op gang komt en leidt tot vorming van nieuw trilveen. Het afrasteren van petgaten dient gefaseerd te worden opgepakt: wanneer beginnende verlanding optreedt in meerdere, bij elkaar gelegen petgaten is het niet verstandig deze gelijktijdig af te rasteren. Grootschalige afrastering heeft in potentie namelijk nadelige effecten op moerasvogels.

Naast het controleren van vraat, kan het inbrengen van biobouwers aan de hand van maaisel van goed ontwikkelde trilvenen (het liefst op locaties waar ook schorpioenmossen staan) de verlanding faciliteren daar waar deze op gang komt. Wanneer maaisel wordt ingebracht, is het van belang om de verlandingsvegetatie zorgvuldig te blijven maaien, zodat er voldoende lichtbeschikbaarheid is voor de biobouwers om te vestigen en uit te breiden.

Adequaat en zorgvuldig maaibeheer is heel belangrijk. Het niet maaien van de beginnende verlandingsvegetaties kan ertoe leiden dat verlanding tot trilveen niet doorzet. Tegelijkertijd kan onzorgvuldig maaibeheer in één klap de verlanding jaren terugzetten. Het is dan ook zeer belangrijk dat het maaibeheer met het geschikte materiaal en met voldoende tijd wordt uitgevoerd.

10.4.2 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Gedurende het onderzoek zijn ook verschillende kennislacunes naar voren gekomen. Voor een deel hiervan adviseren we deze nader te onderzoeken. Dit lichten we hieronder toe.

Er zijn momenteel verschillende onderzoeken en experimenten gaande om meer grip te krijgen op de factoren en processen die rivierkreeftpopulaties sturen. We adviseren om aanvullend op deze onderzoeken diepgaander onderzoek uit te voeren naar voedselwebinteracties waar kreeften een rol in spelen en om verder te gaan met de modelontwikkeling die in dit onderzoek is ingezet. Tevens

lopen er momenteel studies waarin bekeken wordt of combinaties van maatregelen helpen om rivierkreeftpopulaties in Nederland blijvend laag te houden. De verwachting is dat alleen een combinatie van wegvangen en systeemmaatregelen voldoende kan zijn om rivierkreeftpopulaties blijvend laag te houden. Naast deze onderzoeken, adviseren we onderzoek naar betere vangtuigen voort te zetten, zodat de vangstinspanning per rivierkreeft, en daarmee de kosten van het wegvangen, afnemen en de ontwikkeling van een effectieve en (financieel en praktisch) haalbare methode (beter) mogelijk wordt. Ook stellen we voor om onderzoek uit te voeren naar de wijze waarop uitheemse rivierkreeften zo effectief mogelijk geweerd kunnen worden uit gebieden waar ze nu nog niet voorkomen (zoals in de Weerribben).

Verschillende vaatplanten blijken moeite te hebben zich vanuit maaisel te vestigen in jonge verlandingsvegetaties en stabiele populaties te vormen. We adviseren om nader te onderzoeken of (a) het herhaaldelijk inbrengen van maaisel leidt tot begunstiging van stabiele populaties van vaatplanten die kenmerkend zijn voor trilvenen. Daarnaast adviseren we te onderzoeken of er verschil is in de mate van succes wanneer maaisel uit de maand juni of uit de maand juli wordt gebruikt. Tevens lijkt het ons verstandig om het experiment verder op te schalen door de toediening van trilveenmaaisel in gehele petgaten uit te voeren (waarbij het dan wel echt van belang is dat de mesotrofe verlandingsvegetaties niet meer naar de bodem zakken in de winter) en de ontwikkeling in dergelijke petgaten nauwkeurig te monitoren.

In potentie is de truxor een maaimachine waarmee jonge verlandingsvegetaties op grote schaal kunnen worden gemaaid, en waarmee de verlanding tot trilveen kan worden gefaciliteerd. De effectiviteit van het maaien met de truxor blijkt echter te variëren: een deel van de locaties lijkt te ver te worden teruggezet in de verlanding. We adviseren om te onderzoeken wat succes- en faalfactoren zijn voor het gebruik van de truxor, zodat de maaimachine (alleen) op gunstige plekken kan worden ingezet. Daarnaast geldt dat het petgat van het oorspronkelijke maaiselexperiment in de winter van 2022 - 2023 is gemaaid met de truxor. Het petgat van het aanvullende maaiselexperiment is niet met de truxor gemaaid. We adviseren om over enkele jaren de verschillen in verlanding tussen beide petgaten opnieuw te monitoren, zodat meer inzicht wordt verkregen in lange termijneffecten van de toegepaste maatregelen.

11. Literatuur

- Alcorlo, P., Geiger, W. & Otero, M. (2008) Reproductive biology and life cycle of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea: Decapoda) in diverse aquatic habitats of South-Western Spain: Implications for population control. *Fundamental and Applied Limnology/ Archiv Für Hydrobiologie*, 173: 197-212.
- Angeler, D.G., Sánchez-Carrillo, S., García, G. & Alvarez-Cobelas, M. (2001) The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia*, 464: 89-98.
- Barbatesi, S., Tricarico, E. & Gherardi, F. (2004) Factors inducing the intense burrowing activity of the red-swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. *Naturwissenschaften*, 91: 342-345.
- Boedeltje, G., Bakker, J.P., Ten Brinke, A., Van Groenendael, J.M. & Soesbergen, M. (2004) Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: The flood pulse concept supported. *Journal of Ecology*, 92: 786-796.
- Boudewijn, T.J. & Dirksen, S. (1994) Begrazing van oevervegetaties door watervogels en Muskusratten: literatuurstudie en aanzetten voor inrichting en beheer. Rapportnr. 94.21, Rijkswaterstaat, Lelystad.
- Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzensoziologie. Grunzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer, Wien/New York.
- Cavé, A.J., Visser, J. & Perdeck, A.C. (1989) Size and quality of the coot *Fulica atra* territory in relation to age of its tenants and neighbours. *Ardea*, 77: 87-98.
- Correia, A.M. (2003) Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. *Annales Zoologici Fennici*, 40: 517-528.
- Correia, A.M. & Ferreira, O. (1995) Burrowing behavior of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, 15: 248-257.
- Cusell, C. (2014) Preventing acidification and eutrophication in rich fens: Water level management as a solution. PhD-Thesis Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Cusell, C., Kooijman, A.M., Mettrop, I.S. & Lamers, L.P.M. (2013) Natura 2000 Kennislacunes in De Wieden & De Weerribben. Rapportnr. 2013/OBN171-LZ, Directie Agro kennis, Ministerie van EZ.
- Cusell, C., Kooijman, A.M. & Lamers, L.P.M. (2014) Nitrogen or phosphorus limitation in rich fens? - Edaphic differences explain contrasting results in vegetation development after fertilization. *Plant and Soil*, 384: 153-168.
- Cusell, C., Brederveld, B., Doef, L., Jans, M., Lammers, D., Tangerman, M., Weerman, E., Moth, L., Kampen, J., Van de Haterd, R., Koese, B., Nieuwhof, S., Kooijman, A.M. & Van de Craats, A. (2020) Rode Amerikaanse rivierkreeften in Nederland: Relaties met milieu- en omgevingsfactoren. Rapportnr. 2020-08, STOWA, Amersfoort.
- Cusell, C., Van Deelen, E.E., Mandemakers, J., Abas, I., Van Dijk, G., Van Rotterdam, D., Kooijman, A.M., Fennema, W.M., Poelen, M., Brederveld, R.J., Dekens, B., Van Doorn, M. & Turlings, L.G. (2022) Onderzoek verbeteren waterkwaliteit Wieden en Weerribben. Eindrapport systeemanalyse. Rapportnr. 105305/22-008.936, Witteveen+Bos, Deventer.
- De Hoop, L., Van der Loop, J.M.M., Van Kleef, H.H., De Hullu, E., Leuven, R.S.E.W. (2016). Maatregelen voor het elimineren en beheersen van invasieve exoten van EU-belang in Nederland. In: *Radboud Repository*.
- De Jong, B., Bovend'aerde, L., Mandemakers, J., Van de Haterd, R., Kampen, J. & Cusell, C. (2019) Bureauonderzoek naar het effect van uitheemse rivierkreeften, andere grazers en

- biobouwers op de ontwikkeling van jonge verlanding met een doorkijk naar potentiële maatregelen. Rapportnr. OBN228-LZ, VBNE, Driebergen.
- Den Held, A.J., Schmitz, M. & Van Wirdum, G. (1992) Types of terrestrializing fen vegetation in the Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (red). Fens and bogs in The Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer, Dordrecht.
- Diéguez-Urbeondo, J., Rueda, A., Castien, E. & Bascones, J. (1997) A plan of restoration in Navarra for the native freshwater crayfish species of Spain, *Austropotamobius pallipes*. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 347: 625-637.
- Efremov, A.N., Sviridenko, B.F. (2012). Seasonal and spatial dynamics of *Stratiotes aloides* (Hydrocharitaceae) plants. *Botanica Serbica* 36(1): 59 - 62.
- Feminella, J.W. & Resh, V.H. (1989) Submerged macrophytes and grazing crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh. *Holarctic Ecology*, 12: 1-8.
- FLORON (2006) Handleiding inventarisatieprojecten. Landelijke bureau FLORON, Leiden.
- Geiger, W., Alcorlo, P., Baltanás, A. & Montes, C. (2005) Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasions*, 7: 49-73.
- Harpenslager, S.F., Smolders, A.J.P., Kieskamp, A.A.M., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2015) To float or not to float: How interactions between light and dissolved inorganic carbon species determine the buoyancy of *Stratiotes aloides*. *PLoS ONE*, 10: 1-17.
- Hewett, D.G. (1964) *Menyanthes Trifoliata* L. *The Journal of Ecology*, 52: 723.
- Holdich, D.M. (2002) Biology of freshwater crayfish. Oxford: Blackwell science.
- Houghton, R.J., Wood, C., Lambin, X. (2017). Size-mediated, density-dependent cannibalism in the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (Decapoda, Astacidea), an invasive crayfish in Britain. *Crustaceana*, 90(4): 417 - 435.
- Huner, J.V. & Barr, J.E. (1991) Red swamp crawfish: Biology and exploitation. Louisiana sea grant college program, Center for wetland resources, Louisiana State University, Baton Rouge.
- Janse, J.H. (1998) A model of ditch vegetation in relation to eutrophication. *Water Science and Technology*, 37: 139-149.
- Janse, J.H. & Van Puijenbroek, P.J.T.M. (1997) PCDitch, een model voor eutrofiëring en vegetatie-ontwikkeling in sloten.
- Janse, J.H., Van Gerven, L, Jansse, A., Kuiper, J., Mooij, W. & De Klein, J. (2018) Model description of PCDitch.
- Janse, J.H., Aldenberg, T. (2005). Modelling phosphorus fluxes in the hypertrophic Loosdrecht lakes. *In: Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*, 143 - 163.
- Janssen, Y. & Kampen, J. (2020) Reductie van een populatie rode Amerikaanse rivierkreeften in de Distelvinkplas van de Molenpolder; deel 1: korte termijn effecten 2018 en 2019 op de kreeftenpopulatie. ATKB, Waardenburg.
- Jin, S., Jacquin, L., Xiong, M., Li, R., Lek, S., Li, W. & Zhang, T. (2019) Reproductive pattern and population dynamics of commercial red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) from China: implications for sustainable aquaculture management. *PeerJ* 7: e6214.
- Kampen, J. & Van Giels, J. (2022). Tweede technische voortgangsrapportage Molenpolder-West-Fase I. ATKB, Waardenburg.
- Kampen, J., Wissink, J., Bleile, N. & Van Giels, J. (2023) Ecologisch herstel Molenpolder: Technisch tussenrapport 2022. Rapportnr. 2021.2366, ATKB, Waardenburg.
- Kanters, S. (2019) Absence of *Stratiotes aloides* L.: is vegetation destruction by *Procambarus clarkii* (Girard) the key? MSc-Thesis Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Kanters, S., Schrama, M. & Cusell, C. (2021a) Verknipping van krabbenscheer door de rode Amerikaanse rivierkreeft. *De Levende Natuur*, 122: 148-150.
- Kanters, S., Brederveld, B. & Cusell, C. (2021b) Waterkwaliteit is van invloed op de kritische kreeftendichtheid voor overleving krabbenscheer. *De Levende Natuur*, 122: 151-154.

- Kanters, S., Van Riel, M., Lemmers, P., Janssen, Y., Van Kleef, H., Kampen, J., Van Stijn, P. & Cusell, C. (in prep.). Robuuste en weerbare laagveensystemen tegen uitheemse rivierkreeft. Witteveen+Bos, Utrecht.
- Koerselman W. & Verhoeven, J.T.A. (1992) Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: J.T.A. Verhoeven, Ed., Fens and bogs in The Netherlands: Vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Kooijman, A.M. (2012) 'Poor rich-fen mosses': atmospheric N-deposition and P-eutrophication in base-rich fens. *Lindbergia*, 35: 42-52.
- Kooijman, A.M., Cusell, C., Loeb, R. & Van Diggelen, J.M.H. (2018) Mesotrofe verlandings en behoud van trilvenen. *Landschap*, 2: 83-91.
- Królikowska, J. (1997) Eutrophication processes in a shallow, macrophyte-dominated lake - species differentiation, biomass and the distribution of submerged macrophytes in Lake Luknajno (Poland). *Hydrobiologia*, 342/343: 411-416.
- Lamers, L.P.M., Sarneel, J., Geurts, J.J.M., Pires, M.D., Remke, E., Van Kleef, H., Christianen, M., Bakker, L., Mulderij, G., Schouwenaars, J., Klinge, M., Jaarsma, N., Van der Wielen, S., Verhoeven, J., Verberk, W., Esselink, H., Ibelings, B., Van Donk, E. & Roelofs, J.G.M. (2010) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2006-2009. Rapportnr. 2010/dk134-O, Ministerie van LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede.
- Lemmers, P. (2018) Kat-en-muis-spel met Californische kreeft. *Vakblad Natuur Bos Landschap*, 18-21.
- Lemmers, P., Crombaghs, B.H.J.M. & Leuven, R.S.E.W. (2018) Invasieve exotische kreeften in het beheergebied van waterschap Rivierenland. Rapportnr. 91, Natuurbalans, Nijmegen.
- Lemmers, P., Collas, F.P., Gylstra, R., Crombaghs, B.H.J.M. & Van de Velde, G. (2021) Risks and management of alien freshwater crayfish species in the Rhine-Meuse river district. *Management of Biological Invasions*, 12: 193-220.
- Ligas, A. (2008) Population dynamics of *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda, Astacidea, Cambaridae) from southern Tuscany (Italy). *Crustaceana*, 81: 601-609.
- Loeb, L., Geurts, J.J.M., Bakker, L., Van Leeuwen, R., Van Belle, J., Van Diggelen, J., Faber, A.H., Kooijman, A.M., Brinkkemper, O., Van Geel, B., Weijs, W., Van Dijk, G., Loermans, L., Cusell, C., Rip, W. & Lamers, L.P.M. (2016) Verlandings in laagveenpetgaten: Speerpunt voor natuurherstel in laagvenen. Rapportnr. 2016/OBN208-LZ, VBNE, Driebergen.
- Loureiro, T.G., Anastácio, P.M., Araujo, P.B., Souty-Grosset, C. & Almerão, P. (2015) Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius*, 23: 1-19.
- Martelloni, G., Bagnoli, F. & Libelli, S.M. (2012) A dynamical population modelling of invasive species with reference to the crayfish *Procambarus clarkii*. *Theoretical Biology Forum*, 105: 47-70.
- Nieuwkamer, R.L.J., Kanters, S., Cieraad, F.C., Cusell, C., Brederveld, R.J. & Kampen, J. (2020) Maatschappelijke kosten-batenanalyse van het reduceren van de populatie uitheemse rode Amerikaanse rivierkreeften in de Molenpolder en polder Kromme, Geer en Zijde. Rapportnr. 116636/20-018.528, Witteveen+Bos, Deventer.
- Oliveira, J., Fabião, A. (1998). Growth responses of juvenile red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* Girard, to several diets under controlled conditions. *Aquaculture Research* 29(2): 123 - 129.
- Oregon Department of Fish and Wildlife (2008). Invasive Species Fact Sheet.
- Paulissen, M.P.C.P., Schaminee, J.H.J., During, H.J., Wamelink, G.W.W. & Verhoeven, J.T.A. (2014) Expansion of acidophytic late-successional bryophytes in Dutch fens between 1940 and 2000. *Journal of Vegetation Science*, 25: 525-533.
- Reitsema, R.E., Kanters, S., Harpenslager, S.F. & Cusell, C. (2023). Inundatieonderzoek Molenpolder: Onderzoek risico's fosforbelasting Molenpolder. Rapportnr. 125519/23-004.961. Witteveen+Bos, Deventer

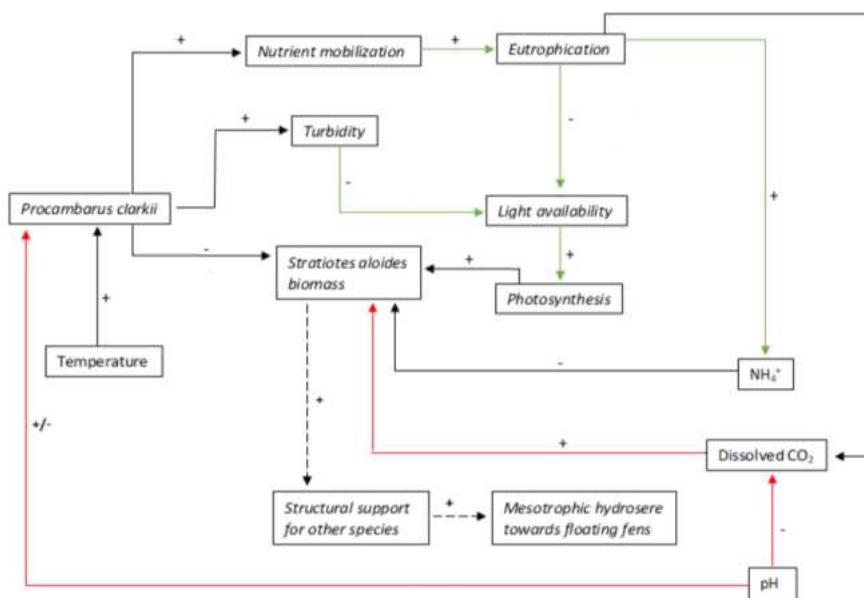
- Renman, G. (1989). Life histories of two clonal populations of *Stratiotes aloides* L. *Hydrobiologia* 185(3): 211 - 222.
- Rodríguez, C.F., Bécares, E., Fernández-Aláez, M. & Fernández-Aláez, C. (2005) Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biological Invasions*, 7, 75–85.
- Roelofs, J.G.M. (1991) Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany*, 39: 267-293.
- Roessink, I. & Ottburg, F.G.W.A. (2020) Afkreeften in openwatersystemen; Onderzoek naar beheersvisserij van invasieve rivierkreeften in Dordtse wateren. Rapportnr. 3026, Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Roessink, I., Hudina, S. & Ottburg, F.G.W.A. (2009) Literatuurstudie naar de biologie, impact en mogelijke bestrijding van twee invasieve soorten: de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*). Rapportnr. 1923, Alterra, Wageningen.
- Rowell, H.E. & Spray, C.J. (2004) The Mute Swan *Cygnus olor* (Britain and Ireland populations) in Britain and Northern Ireland 1960/61 – 2000/01. Waterbird Review Series, The Wildfowl & Wetlands Trust/Joint Nature Conservation Committee, Slimbridge.
- Sarneel, J.M. (2010) Colonisation processes in riparian fen vegetation. PhD-Thesis Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff, V. (1995) De Vegetatie van Nederland. Deel 1. Inleiding tot de plantensociologie – grondslagen, methoden en toepassingen.
- Smolders, A.J.P., Den Hartog, C., Van Gestel, C.B.L. & Roelofs, J.G.M. (1996) The effects of ammonium on growth, accumulation of free amino acids and nutritional status of young phosphorus deficient *Stratiotes aloides* plants. *Aquatic Botany*, 53: 85-96.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E., Harpenslager, S.F., Van Schaijk, F., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2019) Kansen voor krabbenscheer in voedselrijke sloten van het veenweidegebied. *De Levende Natuur*, 120: 25-30.
- Snyder, E., Francis, A. & Darbyshire, S.J. (2016) Biology of invasive alien plants in Canada. 13. *Stratiotes aloides* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 96: 225-242.
- Soomers, H., Karssenberg, D., Soons, M.B., Verweij, P.A., Verhoeven, J.T.A. & Wassen, M. (2012) Wind and water dispersal of wetland plants across fragmented landscapes. *Ecosystems*, 16: 434-451.
- Sugier, P., Lorens, B., Chmiel, S. & Turczynski, M. (2010) The influence of *Ceratophyllum demersum* L. and *Stratiotes aloides* L. on richness and diversity of aquatic vegetation in the lakes of mid-eastern Poland. *Hydrobiologia*, 656: 43-53.
- Tansley, A.G. (1946) Introduction to plant ecology. Allen & Unwin, London.
- Temmink, R.J.M. (2020) The restoration of wetlands dominated by habitat modifiers. PhD-thesis, Radboud University Nijmegen, Nijmegen.
- Temmink, R.J.M., Christianen, M.J.A., Fivash, G.S., Angelini, C., Boström, C., Didderen, K., Engel, S.M., Esteban, N., Gaeckle, J.L., Gagnon, K., Govers, L., Infantes, E., Van Katwijk, M.M., Kipson, S., Lamers, L.P.M., Lengkeek, W., Silliman, B.R., Van Tussenbroek, B.I., Unsworth, R.K.F., Yaakub, S.M., Bouma, T.J. & Van der Heide, T. (2020) Mimicry of emergent traits amplifies coastal restoration success. *Nat Commun*, 11: 3668.
- Ter Heerdt, G. & Rip, W. (2020). Reductie van een populatie rode Amerikaanse rivierkreeften in de Distelinkplas van de Molenpolder; Deel 2: Korte termijn effecten 2018-2019 op waterkwaliteit en vegetatie. Provincie Utrecht, Waterschap Amstel, Gooi en Vecht, Gemeente Amsterdam.
- Van de Haterd, R., Grutters, B., Droog, M., Achterkamp, B., Soomers, H. & Soons, M. (2018) Ecologische sleutelfactor verspreiding en connectiviteit, tussenrapportage. Rapportnr. 2018-29, STOWA, Amersfoort.

- Van de Riet, B.P. & Hoogeboom, D. (2012) Verlandig in de Vechtstreek: waar leeftijd een rol gaat spelen. *Tussen Duin & Dijk*, 4: 12-15.
- Van der Wal, J.E.M., Dorenbosch, M., Immers, A.K., Vidal Forteza, C., Geurts, J.J.M., Peeters, E.T. H.M., Koese, B. & Bakker, E.S. (2013) Invasive Crayfish Threaten the Development of Submerged Macrophytes in Lake Restoration. *PLoS ONE*, 8: 1-11.
- Van Diggelen, J.M.H., Van Dijk, G., Cusell, C., Van Belle, J., Kooijman, A.M., Van den Broek, T., Bobbink, R., Mettrop, I.S., Lamers, L.P.M. & Smolders, A.J.P. (2018) Onderzoek naar de effecten van stikstof in overgangs- en trilvenen ten behoeve van het behoud en herste van habitatype H4170 (Natura 2000). Rapportnr. 2018/OBN220-LZ, VBNE, Driebergen.
- Van Emmerik, W.A.M. (2010). Oriënterend onderzoek exotische rivierkreeften stadswateren Gouda.
- Van Giels, J., Kanters, S., Bleile, N. & Cusell, C. (2023) Pilot actieve bestrijding van invasieve rivierkreeften in polder Berkenwoude, fase 1 en 2. Rapportnr. 126316/23-006.243, Witteveen+Bos, Utrecht
- Van Kleef, H., Kanters, S., Kampen, J., Lemmers, P., Koese, B., Schep, S. & Rip, W. (2022) Uitwerking ecosysteemaanpak beheersen rivierkreeften Molenpolder. Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Van Stijn, P.M.J., Bleile, N., Van Giels, J. & Kanters, S. (2023). Pilot actieve bestrijding van invasieve rivierkreeften in polder Berkenwoude (Fase 3). Rapportnr. 136152/23-017.785. Witteveen+Bos, Utrecht
- Verhoeven, J.T.A., Beltman, B. & De Caluwe, H. (1996) Changes in plant biomass in fens in the Vechtplassen area as related to nutrient enrichment. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 30: 227-237.
- Vines, H.M., Wedding, R.T. (2008). Some effects of ammonia on plant metabolism and a possible mechanism for ammonia toxicity. *Plant physiology* 35(6): 820 - 825.
- Weijs, W.A. & Van Tooren, B.F. (2014) Verlandig in nieuwe petgaten van de Oostelijke Vechtstreek. *De Levende Natuur*, 115: 42-48.
- Wright, J.P. & Jones, C.G. (2006) The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: progress, limitations, and challenges. *BioScience*, 56: 203-209.

Bijlage 1: Aannames rivierkreeftenpopulatiemodel en krabbenscheermodule PCDitch

Voor het rivierkreeftenpopulatiemodel en de krabbenscheermodule in PCDitch zijn verschillende (zie hoofdstuk 4), op literatuur gebaseerde, aannames gemaakt. Hieronder zijn deze aannames nader toegelicht.

Rode Amerikaanse rivierkreeften en krabbenscheer beïnvloeden elkaar, maar worden ook beïnvloed door verschillende abiotische condities. In onderstaande Figuur 1.1 is het overzicht gegeven van de belangrijkste relaties tussen abiotische condities, rode Amerikaanse rivierkreeften (*Procambarus clarkii*) en krabbenscheer (*Stratiotes aloides*). De groene pijlen wijzen op relaties die reeds zijn ingebouwd in PCDitch, en die niet zijn aangepast ten behoeve van het modelleren van de effecten van rivierkreeften op krabbenscheer. De zwarte pijlen geven nieuw ingebouwde relaties weer. De rode pijlen betreffen relaties waarvan bekend is dat ze bestaan, maar die voor het hier gebruikte model buiten beschouwing zijn gelaten. Voor de relatie tussen pH, opgelost CO₂ en de effecten van opgelost CO₂ op de groei van krabbenscheer geldt dat deze niet zijn opgenomen in het model, omdat dit buiten de scope van het onderzoek viel. Het is hierbij echter wel van belang te realiseren dat de hoeveelheid opgelost CO₂ (en daarmee de pH) een belemmerende factor kan zijn voor de groei van krabbenscheer (o.a. Harpenslager et al., 2015). Voor het modelonderzoek is aangenomen dat de CO₂-gehalten niet limiterend zijn voor de groei van krabbenscheer. Verder is de relatie tussen pH en rode Amerikaanse rivierkreeften buiten beschouwing gelaten, omdat is aangenomen dat de pH in Nederlandse (laagveen)wateren niet belemmerend is voor de populaties van rivierkreeften, wat ondersteund wordt door de uitgevoerde literatuurstudie.



Figuur 1.1. Schematisch overzicht van de relaties tussen abiotische condities, rode Amerikaanse rivierkreeften (*Procambarus clarkii*) en krabbenscheer (*Stratiotes aloides*). Groene pijlen wijzen op relaties die reeds waren ingebouwd in PCDitch, zwarte pijlen geven relaties weer welke nieuw zijn onderzocht en geïmplementeerd en rode pijlen geven relaties weer die buiten beschouwing zijn gelaten in het modelonderzoek.

Figure 1.1. Schematic overview of the relations between abiotic conditions, *Procambarus clarkii* and the biomass of *Stratiotes aloides*. Green arrows indicate relations that were already implemented in PCDitch, black (solid) arrows indicate the relations that were investigated and implemented in PCDitch. Red arrows indicate relations that are known to exist, but were not implemented in the model.

Wat tevens buiten beschouwing is gelaten in het model zijn terugkoppelingmechanismen van voedselbeschikbaarheid. Dit is buiten beschouwing gelaten, omdat vooralsnog te weinig bekend is over de mate waarin voedsel in een systeem limiterend kan zijn voor rode Amerikaanse rivierkreeften, waarbij een aantal studies (Correia, 2003; Geiger et al., 2005) doen vermoeden dat de voedselbeschikbaarheid geen belemmering vormt voor de groei van een rivierkreeftpopulatie bij mesotrofe en eutrofe condities. In het nieuwe OBN-onderzoek 'robuuste en weerbare laagveensystemen tegen uitheemse rivierkreeft' wordt hier momenteel verder onderzoek naar gedaan. De resultaten van dit onderzoek worden eind 2025 gepubliceerd.

Aannames rivierkreeftenpopulatiemodel

Voor het rivierkreeftenpopulatiemodel zijn aannames gemaakt voor de drie leeftijdscategorieën waarin het model onderscheid maakt. Het onderscheid tussen de groepen juveniel, jong en adult is weergegeven in Tabel 4.3.1 van het hoofdrapport.

Het aantal **juvenielen** van de populatie wordt beschreven door de volgende differentiaalvergelijking:

$$dJuvenile = BirthJuv * Adult - PredAdJuv * Juvenile * Adult - MatJuv * Juvenile - MortJuv * Juvenile * \frac{Juvenile}{K1}$$

Hierbij is *BirthJuv* de geboortesnelheid van juvenielen, *PredAdJuv* de intraspecifieke predatie van volwassen rivierkreeften op juveniele rivierkreeften, *MatJuv* is de snelheid waarmee juvenielen doorgroeien tot jong, *MortJuv* is de natuurlijke sterfte van juvenielen en *K1* is de draagkracht van de populatie voor juvenielen. De geboortesnelheid (*BirthJuv*) is afhankelijk van de temperatuur (zie onderstaand kader). De overige aannames zijn in Tabel I.1 toegelicht.

Geboortesnelheid (BirthJuv)

De geboortesnelheid van kreeften is sterk afhankelijk van de temperatuur: bij een temperatuur lager dan 10°C zijn rivierkreeften minder actief, wat een sterke invloed heeft op de voortplantingssnelheid (Ligas, 2008; Loureiro et al., 2015). De vergelijking voor groeisnelheid is daarom als volgt geïmplementeerd:

$$BirthJuv = IF (TempDevCr > 10) THEN growthHigh ELSE growthLow$$

Als de temperatuur bij het voortplanten (TempDevCr) hoger is dan 10°C, dan is de geboortesnelheid gelijk aan growthHigh. Na voortplanting duurt het ongeveer 60 dagen voordat de jongen kreeftjes uitkomen. Deze 'vertraging' tussen voorplanting en geboorte is geïmplementeerd in de geboortesnelheid. De geboortesnelheid growthHigh is een functie waarbij de groeisnelheid eerst toeneemt totdat een piek is bereikt, waarna de geboortesnelheid weer afneemt:

$$growthHigh = growEq + AmpGr * SIN \frac{2\pi * (t + Hverschuiving)}{365}$$

Hierbij zijn growEq en AmpGr respectievelijk de evenwichtswaarde en de amplitude van de functie. Hverschuiving is de benodigde horizontale verschuiving om de grafiek gelijk te laten lopen met de temperatuursfunctie. Deze (sinusvormige) functie is toegepast omdat bij een temperatuur boven 10°C de voortplanting niet meteen piekt, hier gaat enige tijd overheen. Nadat de piek is bereikt neemt de geboortesnelheid weer af doordat de meeste kreeften al jongen hebben gekregen. Is de temperatuur lager, dan wordt een constante, zeer lage geboortesnelheid gehanteerd, namelijk growthLow.

Voor bovenstaande functie growthHigh geldt dat de geboortesnelheid over de totale lengte van het broedseizoen gelijk is aan het gemiddeld aantal juvenielen die één vrouwelijke, volwassen rivierkreeft voortbrengt (in andere woorden, de som onder de grafiek is gelijk aan het gemiddeld aantal juvenielen dat één volwassen vrouwtje voortbrengt gedurende het broedseizoen).

Het aantal **jongen** in de populatie wordt beschreven door de vergelijking:

$$dYoung = MatJuv * Juvenile - MatYoung * Young - MortYoung * Young * \frac{Young}{K2} \\ - ManPclarkii * Young - MigrUitPclarkii * Young * \frac{Young}{K2} \\ + MigrInPclarkii$$

In deze vergelijking is de groeisnelheid gelijk aan de maturatieterm van juveniele rivierkreeften (MatJuv). De populatie neemt af door jongen die doorgroeien naar adulten (MatYoung), door sterfte (MortYoung) inclusief interspecifieke predatie, door het afvissen van kreeften wanneer deze term wordt toegevoegd aan het model (ManPclarkii) en door dichtheidsafhankelijke migratie (MigrUitPclarkii) van kreeften. Kreeften kunnen natuurlijk ook het watersysteem in migreren (MigrInPclarkii) vanuit omliggende gebieden. Er is in het model aangenomen dat de migratie het systeem in niet afhankelijk is van de kreeftendichtheid in het watersysteem zelf; de immigrerende kreeft 'weet' immers van tevoren niet hoe groot de kreeftendichtheid in het nieuwe systeem is. Deze factor is dan ook als een constante meegenomen. De sterfte van jonge kreeften is, net als de sterfte van juveniele rivierkreeften, afhankelijk van de kreeftendichtheid. De sterfte nadert de maximale snelheid als de kreeftenpopulatie de maximale draagkracht voor jongen (K2) nadert.

Het aantal **volwassen** rivierkreeften in de populatie wordt beschreven door de vergelijking:

$$dAdult = MatYoung * Young - MortAdult * Adult * \frac{Adult}{K2} - ManPclarkii * Adult \\ - MigrUitPclarkii * Adult * \frac{Adult}{K2} + MigrInPclarkii$$

Hierbij geldt dat de grootte van de populatie toeneemt doordat rivierkreeften uit de leeftijdsklasse 'jong' reproductief actief worden, en daarmee doorstromen naar de laatste leeftijdscategorie, adult. De populatie volwassen kreeften neemt af door sterfte (MortAdult), door het afvissen van kreeften (ManPclarkii) en door (dichtheidsafhankelijke) migratie van kreeften het systeem uit (MigrUitPclarkii). Ook hier geldt dat kreeften via migratie het watersysteem binnen kunnen komen. Ook hier is aangenomen dat de migratie het systeem in niet afhankelijk is van de kreeftendichtheid in het watersysteem zelf. De sterfte van volwassen kreeften is, net als de sterfte van juveniele en jonge rivierkreeften, afhankelijk van de kreeftendichtheid. De sterfte nadert de maximale snelheid als de kreeftenpopulatie de maximale draagkracht voor volwassen kreeften (K2) nadert.

Tabel I.1. Aannames die op basis van literatuur gedaan zijn om de populatiedynamiek van de rode Amerikaanse rivierkreeft te beschrijven. In veel gevallen zijn de waardes omgerekend op basis van waarden die genoemd zijn in de referentie.

Table I.1. Literature-based assumptions that were made to describe the population dynamics of the red swamp crayfish. In most cases, values were calculated from numbers that were given in the references.

Aspect populatiedynamiek	Waarde aanname	Referentie
PredAdJuv	0,0001	Alcorlo et al., 2004; Houghton et al., 2016
MatJuv	0,006	Oliveira & Fabião, 1998
Mist in	0,011	Huner & Barr, 1991
MatYoung	0,0083	De Hoop et al., 2016; Oregon Department of Fish and Wildlife, 2008
MortYoung	0,005	De Hoop et al., 2016; Oregon Department of Fish and Wildlife, 2008
MortAd	0,002	Janssen & Kampen, 2020

Aannames krabbenscheermodule

Voor het modelleren van de populatiedynamiek van krabbenscheer zijn de differentiaalvergelijkingen van de reeds bestaande plantgroepen in PCDitch (Janse & Aldenberg, 2005) gekopieerd. Vervolgens zijn op basis van het veldlabexperiment (zie hoofdstuk 4) de parameterwaarden aangepast om de populatiedynamiek van krabbenscheer na te bootsen.

Om de ondergedoken en de drijvende fase van krabbenscheer goed te representeren, is een aantal bestaande differentiaalvergelijkingen aangepast en een paar nieuwe differentiaalvergelijking toegevoegd. Vergelijkingen die zijn toegevoegd, zijn:

NH4GrCondStrat

$$= \text{IF } (sNH4W \geq fMaxNH4GrowStrat) \text{ THEN } 0 \text{ ELSE IF } (sNH4W < fMaxHN4GrowStrat \text{ AND } sNH4W > fNH4MaxStr) \text{ THEN } NH4Growth \text{ ELSE } 1$$

$$NH4Growth = 1 - \left(\frac{(sNH4W - fDiffGrow)}{fMaxNH4GrowStrat - fDiffGrow} \right)$$

growthSeasonStrat = IF (uTM ≥ cTmInitStrat AND Day < cDayWinStrat) THEN 1 ELSE 0

Krabbenscheer is gevoelig voor ammoniumtoxiciteit. Daarom is aangenomen dat de ammoniumconcentratie in het water bepaalt in hoeverre de groeisnelheid van krabbenscheer wordt belemmerd of niet. Hiervoor is een lineaire relatie tussen 0 (geen groei mogelijk) en 1 (geen belemmering van de groei) aangenomen (zie onderstaande vergelijking voor NH4Growth). In Tabel I.2 zijn de waarden opgenomen voor fMaxNH4GrowStrat, fNH4MaxStr en fDiffGrow.

Verder is aangenomen dat krabbenscheer alleen groeit gedurende het groeiseizoen (growthSeasonStrat). Dit leidt uiteindelijk tot onderstaande formule voor aMuStrat voor de groeisnelheid. Deze is vergelijkbaar met de vergelijking voor de bestaande plantgroepen in PCDitch, waarbij de termen NH4GrCondStrat en growthSeasonStrat zijn toegevoegd.

$$aMuStrat = aMuTmLStrat * aNutLimStrat * NH4GrCondStrat * growthSeasonStrat$$

Daarnaast zijn onderstaande, reeds bestaande vergelijkingen, aangepast:

$$fEmergStrat = IF (uTM \geq cTmInitStrat \text{ AND } aLParBotOpen > growLight) THEN 0,3 ELSE 0$$
$$fFloatStrat = IF (fEmergStrat = 0,3) THEN 0,7 ELSE 0$$

De emergente fractie en de fractie drijvende krabbenscheer is afhankelijk gemaakt van de watertemperatuur en de lichtintensiteit op de bodem. Boven de drempelwaarde voor watertemperatuur en licht op de bodem (zie Tabel I.2) is aangenomen dat krabbenscheer drijft.

In de winter, wanneer krabbenscheer zich onder water bevindt, was de sterftesnelheid hoger dan wanneer krabbenscheer drijvend is. Gedurende de periode dat krabbenscheer naar het oppervlak drijft of naar de bodem zinkt, is aangenomen dat de sterftesnelheid hier tussenin ligt. De differentiaalvergelijking voor sterfte van krabbenscheer is daarom aangepast naar:

$$bkMortStrat = IF (uTM14 \geq cTmInitStrat \text{ AND } Day < cDayWinStrat) THEN kMortStratSum ELSE IF (uTm > cTMInitStrat \text{ AND } uTm14 < cTmInitStrat) THEN kMortBuoy ELSE IF (Day \geq cDayWinStrat \text{ AND } Day < cDayWinStrat + Sinktime) THEN kMortSinkStrat ELSE kMortWin$$

Als de temperatuur langer dan 14 dagen boven de temperatuur was waarbij het groeiseizoen start ($cTmInitStrat$), dan is aangenomen dat de sterfte gelijk is aan $kMortStratSum$. Als de temperatuur hoger is dan de temperatuur waarbij het groeiseizoen start, maar voor minder dan 14 dagen, dan was de sterfte gelijk aan $kMortBuoy$. In de periode dat krabbenscheer naar de bodem zinkt is de sterfte gelijk aan $kMortSinkStrat$. In de winter is de sterfte gelijk aan $kMortWin$. In Tabel I.2 zijn de waarden en referenties weergegeven.

Tabel I.2. Aannames die op basis van literatuur gedaan zijn om de populatiedynamiek van krabbenscheer te beschrijven. In veel gevallen zijn de waardes omgerekend op basis van waarden die genoemd zijn in de referentie.

Table I.2. Literature-based assumptions that were made to describe the population dynamics of water soldier. In most cases, values were calculated from numbers that were given in the references.

Aspect populatiedynamiek	Waarde aanname	Referentie
fMaxNH4GrowStrat	2,7	Roelofs, 1991; Smolders et al., 1996; Vines & Wedding, 2008
fNH4MaxStr	1,8	Roelofs, 1991; Smolders et al., 1996; Vines & Wedding, 2008
fDiffGrow	0,9	Roelofs, 1991; Smolders et al., 1996; Vines & Wedding, 2008
cTmInitStrat	10	Overgenomen van bestaande plantgroepen in PCDitch, naar Janse & Van Puijenbroek, 1997
growLight	1,5	Harpenslager et al., 2015
cDayWinStrat	305	Efremov & Sviridenko, 2012; Renman, 1989
kMortStratSum	0,001	Efremov & Sviridenko, 2012; Snyder et al., 2016; Harpenslager et al., 2015
kMortBuoy	0,002	Efremov & Sviridenko, 2012; Snyder et al., 2016; Harpenslager et al., 2015
kMortSinkStrat	0,0025	Efremov & Sviridenko, 2012; Snyder et al., 2016; Harpenslager et al., 2015
kMortWin	0,005	Efremov & Sviridenko, 2012; Snyder et al., 2016; Harpenslager et al., 2015

Destructie van krabbenscheer door rode Amerikaanse rivierkreeften

Verknipping van krabbenscheer door rode Amerikaanse rivierkreeften hangt af van de dichtheid van rivierkreeften en de fase (drijvend / ondergedoken) van krabbenscheer. De verknipping van krabbenscheer varieert tussen de leeftijdsklassen van rode Amerikaanse rivierkreeften. Hierbij is aangenomen dat juvenielen niet in staat zijn krabbenscheer te verknippen. Aangenomen is dat de verknippingsnelheid door jongen en adulten hetzelfde is. Voor de verschillende leeftijdsklassen wordt de verknipping beschreven door vergelijkbare differentiaalvergelijkingen. Hieronder zijn de vergelijkingen voor volwassen rivierkreeften gegeven als voorbeeld:

$$tDMortAdSum = kAdStratSum * sDStrat * \frac{sAdult}{m2PerHa}$$

$$tDMortAdWin = kAdStratWin * sDStrat * \frac{sAdult}{m2PerHa}$$

$$tDMortAd = IF (fEmergStrat > 0) THEN tDMortAdSum ELSE tDMortAdWin$$

In Tabel I.3 zijn de waarden voor verknipping in de zomer (kJuvStratSum, kYoungStratSum, kAdStratSum), en in de winter (kJuvStratWin, kYoungStratWin, kAdStratWin) gegeven. Deze waarden zijn afgeleid uit het veldlabexperiment dat als nevenonderdeel van de modelstudie is uitgevoerd (zie hoofdstuk 4). De totale verknipping door juveniele, jonge en volwassen rivierkreeften wordt beschreven als:

$$tDMortStratPclarkii = tDMortJuv + tDMortYoung + tDMortAd$$

Tabel I.3. Aannames die op basis van het veldlabonderzoek (in combinatie met literatuur) gedaan zijn om de destructie van krabbenscheer door rode Amerikaanse rivierkreeften te beschrijven.

Table I.3. Assumptions that were made to describe the vegetation destruction of *Stratiotes aloides* by *Procambarus clarkii*. The assumptions are based on the field lab experiment that was conducted as a side experiment for the model.

Aspect populatiedynamiek	Waarde aanname	Referentie
kJuvStratWin	0	Veldlabexperiment (hoofdstuk 4)
kJuvStratSum	0	Veldlabexperiment (hoofdstuk 4)
kYoungStratWin	0,01	Veldlabexperiment (hoofdstuk 4)
kYoungStratSum	0,0005	Veldlabexperiment (hoofdstuk 4)
kAdStratWin	0,01	Veldlabexperiment (hoofdstuk 4)
kAdStratSum	0,0005	Veldlabexperiment (hoofdstuk 4)

Sedimentopwerveling door rode Amerikaanse rivierkreeften

Het foerageer- en graafgedrag van rode Amerikaanse rivierkreeften zorgt voor opwerveling van sediment. De opwerveling door adulten is verondersteld hoger te zijn dan die van jongen, die op haar beurt hoger is dan van juvenielen. Voor het model is aangenomen dat er twee vormen van graafgedrag zijn.

Allereerst is er een constante mate van graafgedrag gedurende het jaar. Dit constante graafgedrag heeft gedurende het gehele jaar een vergelijkbaar patroon, maar verschilt in intensiteit tussen de leeftijdsklassen. Hieronder is het voorbeeld gegeven voor volwassen rivierkreeften:

$$MobSedStandardAd = cMobSedStandardAd * \frac{sAdult}{m2PerHa}$$

$$MobSedStandard = MobSedStandardJuv + MobSedStandardYoung + MobSedStandardAd$$

De aangenomen parameterwaarden voor het constante graafgedrag door de verschillende leeftijdsklassen ($cMobSedStandardJuv$, $cMobSedStandardYoung$, $cMobSedStandardAd$) zijn opgenomen in Tabel I.4.

Naast dit constante graafgedrag wordt er door volwassen vrouwtjes sediment gemobiliseerd gedurende het reproductieseizoen. De vrouwelijke rivierkreeften trekken zich dan terug in holen in de oevers, om hun eieren te beschermen tegen predatie. De sedimentmobilisatie die hier het gevolg van is wordt beschreven door:

$$AdBur = BurPeriodAd * \frac{sAdult}{m2PerHa} * fFemale * fBurAd$$

$$MobSedAdFBreed = AdBur * cAdBurRep$$

De mate van graafgedrag door volwassen vrouwtjes is hierbij afhankelijk van de periode van het jaar ($BurPeriodAd$, waarde van 0 of 1), de fractie vrouwelijke rivierkreeften (zie Tabel I.4) en de fractie rivierkreeften die op een bepaald moment graafgedrag vertoont ($fBurAd$). De mate van sedimentmobilisatie wordt gestuurd door de mate van graafgedrag en de sedimentmobilisatie per rivierkreeft ($cAdBurRep$).

De totale hoeveelheid sediment die dagelijks wordt gemobiliseerd door rode Amerikaanse rivierkreeften is gelijk aan de som van deze drie vormen van sedimentmobilisatie. Zodoende wordt dit beschreven door de functie:

$$MobSedPclarkii = MobSedStandard + MobSedAdFBreed + MobSedPred$$

Tabel I.4. Aannames die op basis van literatuur gedaan zijn om de sedimentmobilisatie door rivierkreeften te beschrijven. In veel gevallen zijn de waardes omgerekend op basis van waarden die genoemd zijn in de referentie.

Table I.4. Literature-based assumptions that were made to describe the sediment mobilization by *Procambarus clarkii*. In most cases, values were calculated from numbers that were given in the references.

Aspect populatiedynamiek	Waarde aanname	Referentie
cMobSedStandardJuv	0	Angeler et al., 2001; Correia & Ferreira, 1995
cMobSedStandardYoung	0,3	Angeler et al., 2001; Correia & Ferreira, 1995
cMobSedStandardAd	0,3	Angeler et al., 2001; Correia & Ferreira, 1995
fFemale	0,5	Alcorlo et al., 2008 ; Jin et al., 2019 ; Ligas, 2008
cAdBurRep	2	Angeler et al., 2001; Correia & Ferreira, 1995

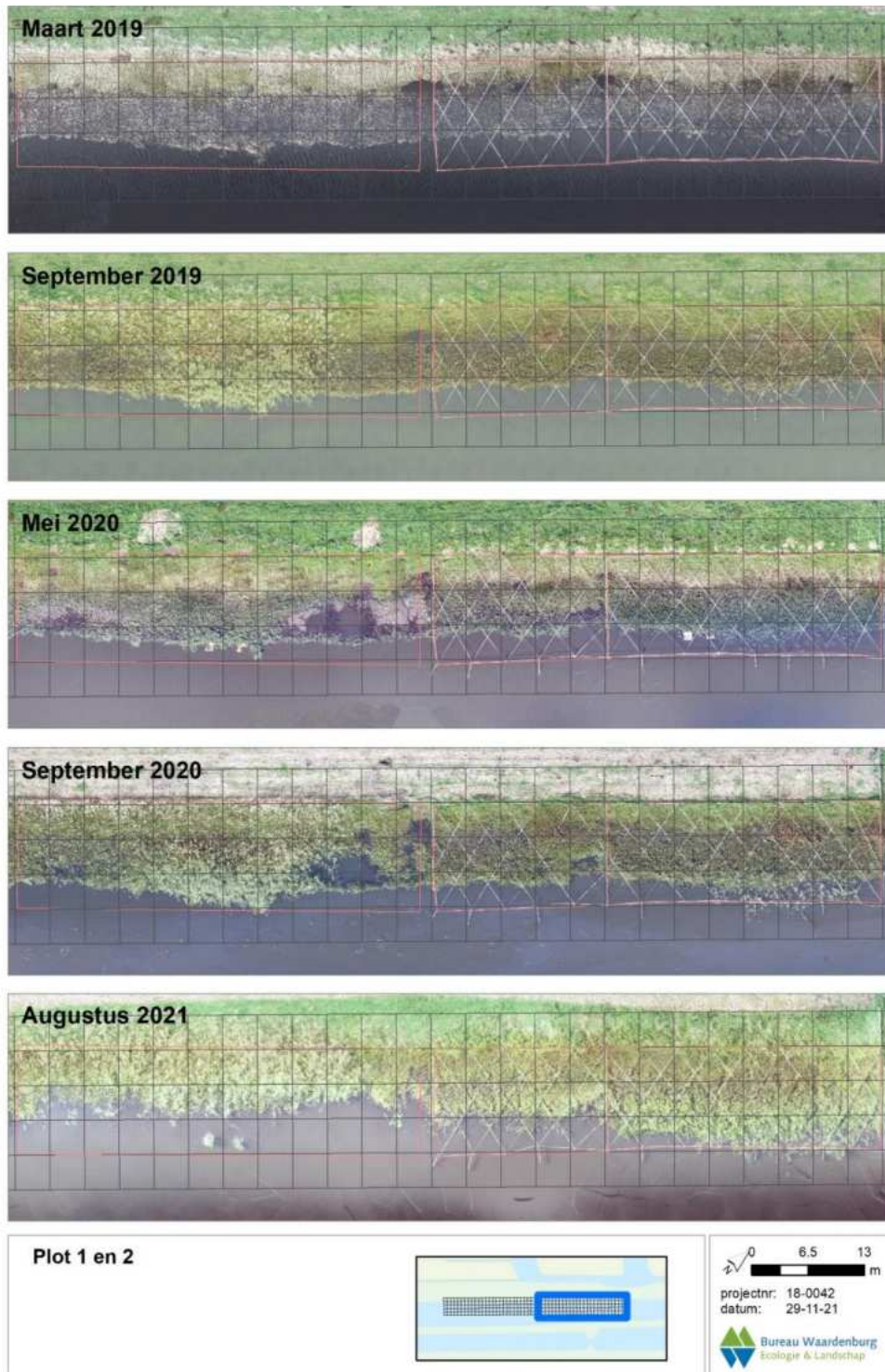
Bijlage 2: Vegetatieopnamen bronlocatie voor maaisel in de Westbroekse Zodden

Tabel II.1 Aan de hand van de vegetatieschaal van Braun Blanquet is op de bronlocatie voor maaisel in de Westbroekse Zodden een vegetatieopname gemaakt. Daarnaast is het aantal bloeistengels met zaden schatting volgens de Floroncode.

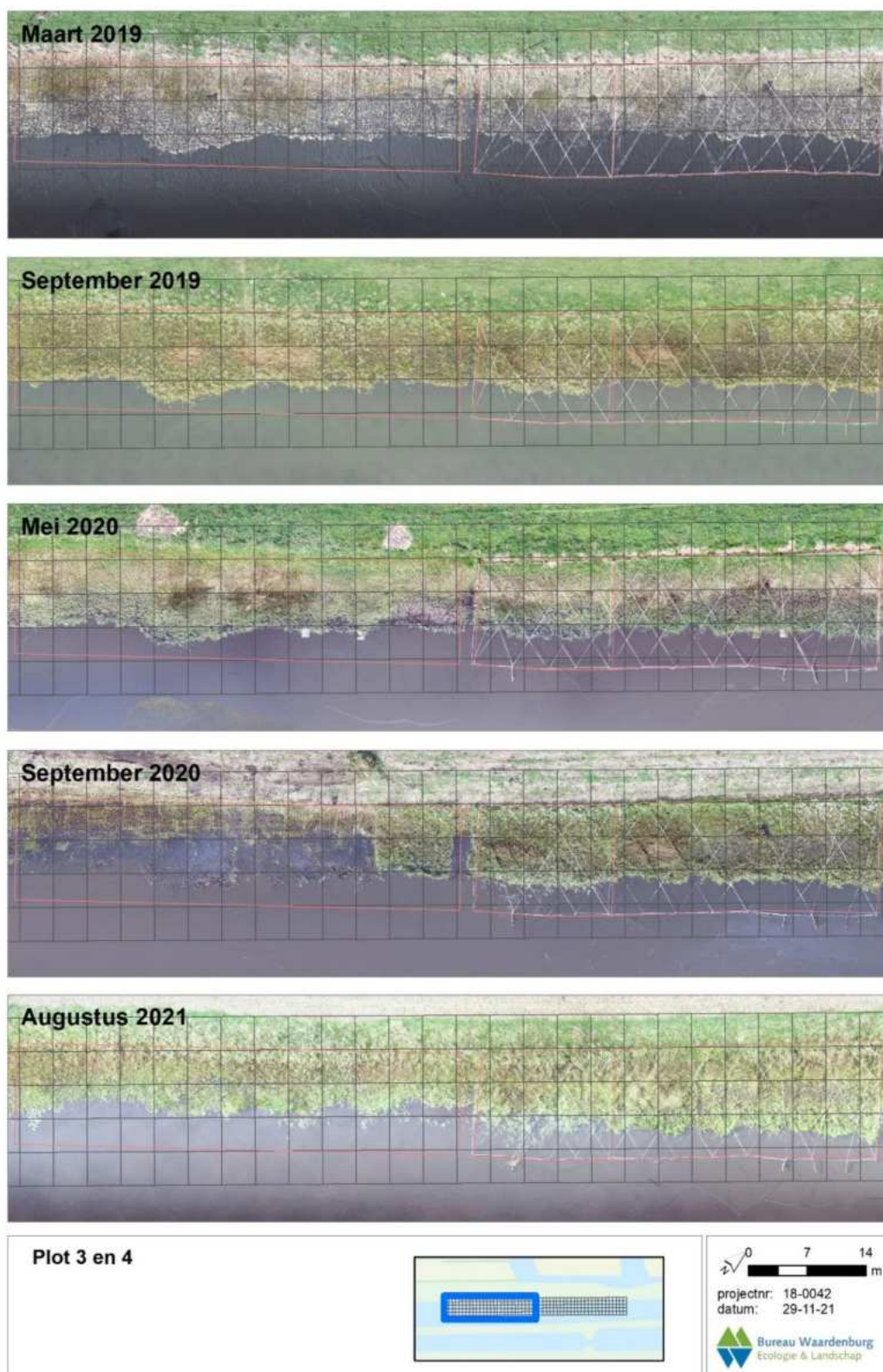
Table II.1 Vegetation record (Braun Blanquet) of the location in Westbroekse Zodden where seeds and hay were collected to transplant to the experiment.

X	52°10'32.89"N			
Y	5° 7'52.72"O			
Datum (jaar/m aand/dag)	20190626			
Soortnaam	Bedekking	Zaden	Species_nr	Ned_naam
Calliergonella cuspidata	5	-	2620	Gewoon puntmos
Carex diandra	3	E	221	Ronde zegge
Carex oederi s.l.	2b	D	2213	Geelgroene/Dwergzegge
Ranunculus flammula	2a	D	1048	Egelboterbloem
Juncus articulatus	2a	C	673	Zomprus
Mentha aquatica	2a	A	813	Watermunt
Alnus glutinosa	2a	-	36	Zwarte els
Carex rostrata	2m	C	260	Snavelzegge
Holcus lanatus	1	C	631	Gestreepte witbol
Juncus conglomeratus	1	C	679	Biezenknoppen
Lotus pedunculatus	1	C	763	Moerasrolklaver
Pedicularis palustris	1	C	923	Moeraskartelblad
Galium palustre s.l.	1	C	2376	Moeraswalstro
Anthoxanthum odoratum	1	B	66	Gewoon reukgras
Equisetum fluviatile	1	A	463	Holpijp
Stellaria palustris	1	A	1254	Zeeegroene muur
Cardamine pratensis	1	-	205	Pinksterbloem
Phragmites australis	1	-	933	Riet
Carex echinata	+	B	228	Sterzegge
Carex panicea	+	B	248	Blauwe zegge
Eriophorum angustifolium	+	B	476	Veenpluis
Juncus subnodulosus	+	B	688	Paddenrus
Carex lasiocarpa	+	A	239	Draadzegge
Cirsium palustre	+	A	335	Kale jonker
Myosotis scorpioides s.l.	+	A	844	Moerasvergeet-mij-nietje (groep)
Prunella vulgaris	+	A	1017	Gewone brunel
Sagina procumbens	+	A	1112	Liggende vetmuur
Veronica scutellata	+	A	1362	Schildereprijs
Calam agrostis canescens	+	-	173	Hennegras
Comarum palustre	+	-	346	Wateraardbei
Equisetum palustre	+	-	466	Lidrus
Hydrocotyle vulgaris	+	-	641	Gewone waternavel
Lysimachia thyrsoiflora	+	-	783	Moeraswederik
Lythrum salicaria	+	-	785	Grote kattenstaart
Jacobaea aquatica	+	-	1183	Waterkruiskruid
Bryum pseudotriquetrum	+	-	2603	Veenknikmos
Carex disticha	r	A	225	Tweerijige zegge
Eleocharis palustris s.str.	r	A	437	Gewone waterbies
Trifolium repens	r	A	1306	Witte klaver
Caltha palustris s. palustris	r	-	187	Gewone dotterbloem
Lycopus europaeus	r	-	780	Wolfspoot
Ranunculus repens	r	-	1056	Kruipende boterbloem
Viola palustris	r	-	1385	Moerasviooltje
Rumex species	r	-	6454	Zuring (G)

Bijlage 3: Luchtfoto's (drone) van de kragge in de Westbroekse Zodden gedurende het experiment

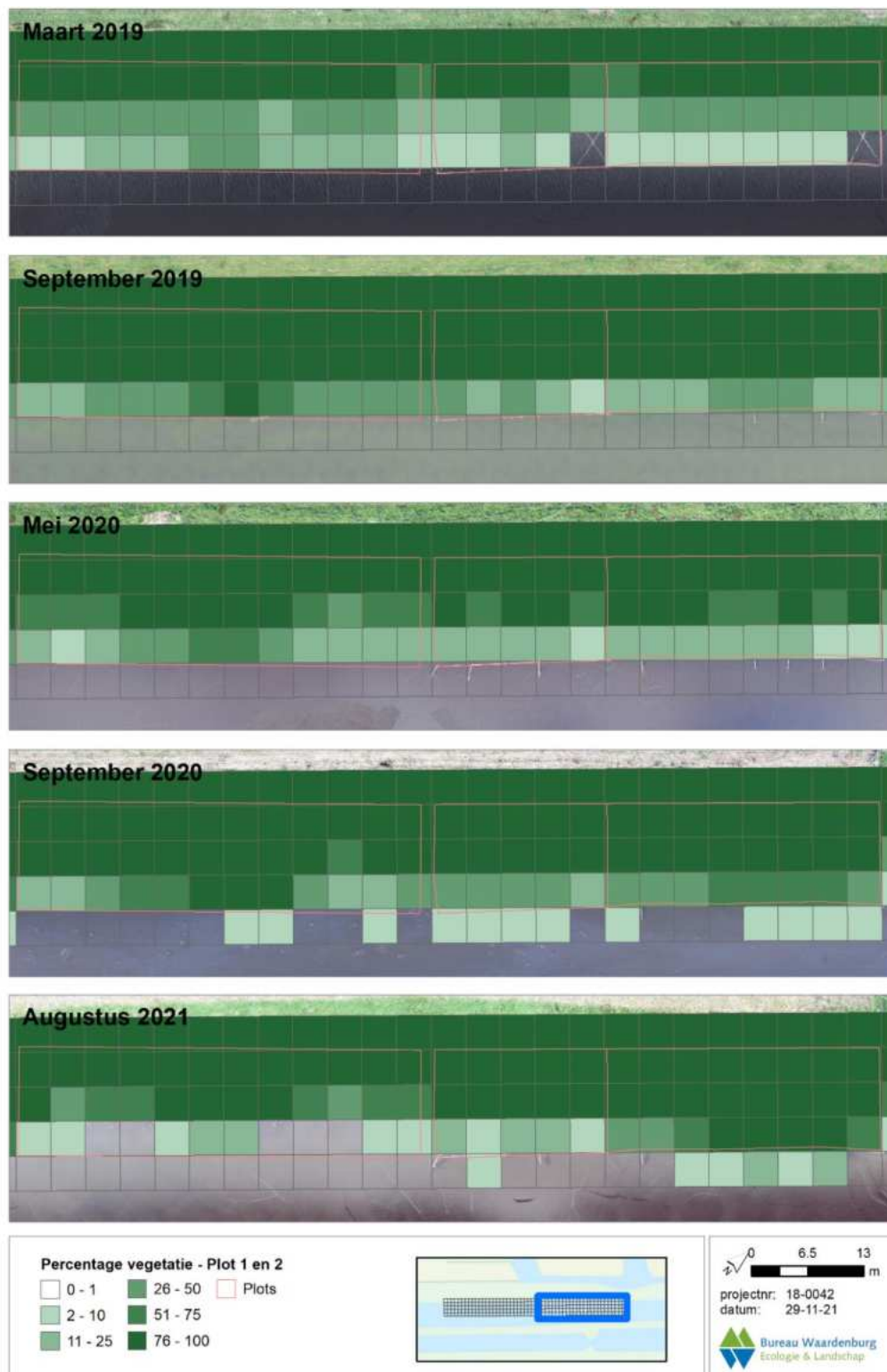


Figuur III.1. Vegetatiebedekking in plot 1 en 2 over tijd.
Figure III.1. Vegetation cover in PQ 1 and 2 over time.



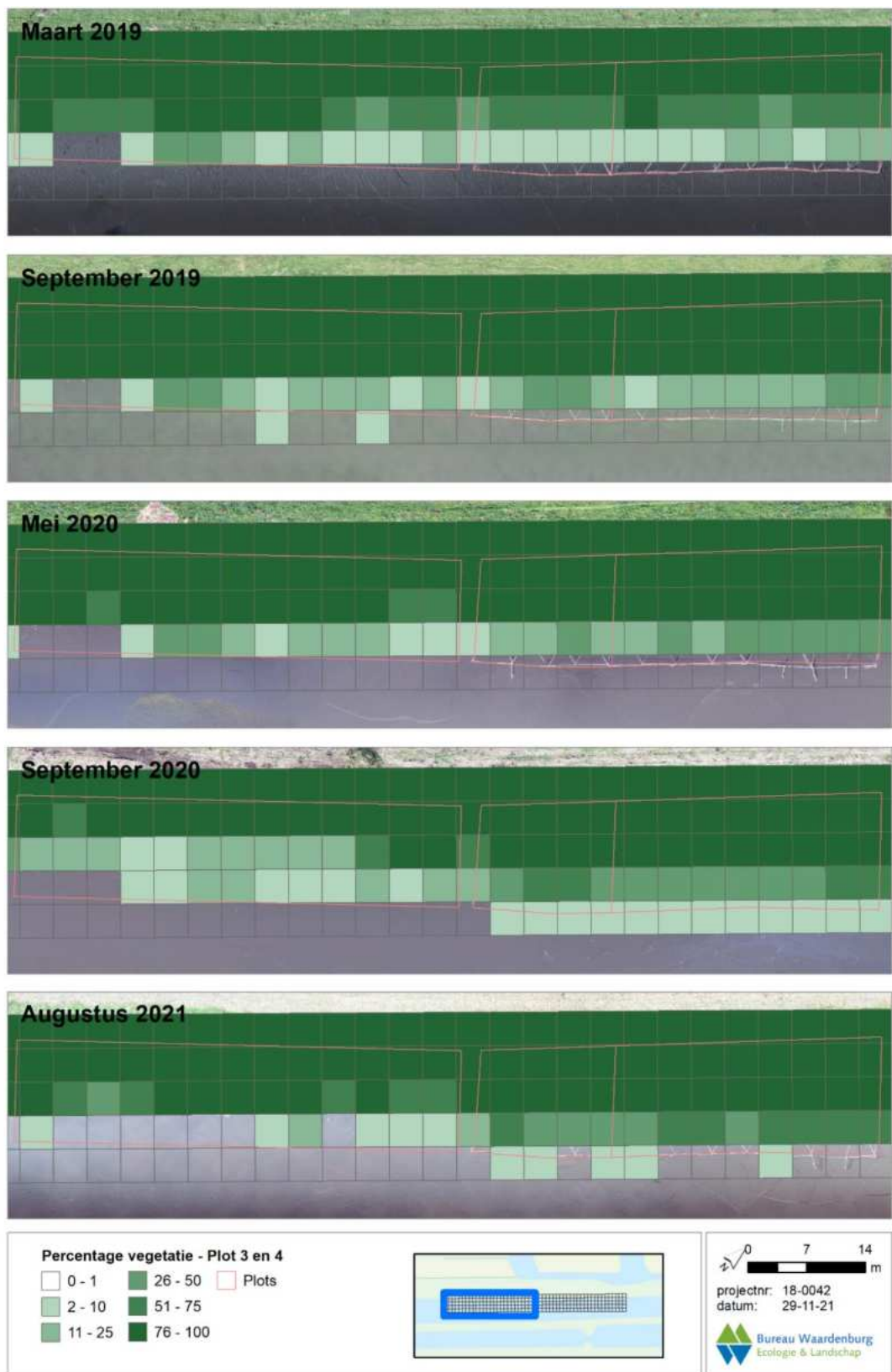
Figuur III.2. Vegetatiebedekking in plot 3 en 4 over tijd.
Figure III.2. Vegetation cover in PQ 3 and 4 over time.

Bijlage 4: Geclassificeerde vegetatiebedekking van de kragge



Figuur IV.1. In een 4 bij 4 meter raster is een classificatie gemaakt van de vegetatiebedekking in plot 1 en 2, gebaseerd op een *Maximum Likelihood* classificatie van de luchtfoto's uit bijlage 2.

Figure IV.1. In a 4 x 4 meter raster, the vegetation cover was classified using a maximum likelihood classification of the drone images of plot 1 and 2 of appendix 2.



Figuur IV.2. In een 4 bij 4 meter raster is een classificatie gemaakt van de vegetatiebedekking in plot 3 en 4, gebaseerd op een *Maximum Likelihood* classificatie van de luchtfoto's uit bijlage 2.

Figure IV.2. In a 4 x 4 meter raster, the vegetation cover was classified using a maximum likelihood classification of the drone images of plot 3 and 4 of appendix 2.

Bijlage 5: Vegetatietabellen Westbroekse Zodden

In deze bijlage zijn de vegetatietabellen uit de Westbroekse Zodden opgenomen. In de kopgegevens is opgenomen:

- **Jaartal** waarin de opnamen gemaakt zijn
- **Maand** waarin de opname gemaakt zijn
- Gemiddelde **bedekkingen** van de **kruidlaag** en **moslaag**
- **Aantal PQ's** waar de gemiddelden op zijn gebaseerd
- Behandeling **Gaas+Lint**, **Lint** en **Controle**
- Gemiddeld aantal soorten in de PQ's

Om de bedekkingen te kunnen middelen over de PQ's is eerst de Braun-Blanquetschaal omgezet in een ordinale schaal van 1 t/m 9, waarna de ordinale waarden zijn gemiddeld.

1	r
2	+
3	1
4	2m
5	2a
6	2b
7	3
8	4
9	5

Achter de soorten is weergegeven of een soort in het uitgelegde maaisel zat (Braun-blanquetcode), hoeveel bloeiwijzen in het maaisel zaad hadden gevormd (a = 1, b = 2-5, c = 6-25, d = 26-50, e = 51-500 bloeiwijzen) en ten slotte of er van de soorten losse zaden zijn uitgestrooid (Z) of stekken zijn uitgezet (S).

Tabel V.1. Vegetatieopnames van de drie behandelingen in het experiment in de Westbroekse Zodden.

Table V.1. Vegetation records of the three treatments in the experiment in Westbroekse Zodden.

Jaar	2019	2020	2021	2019	2020	2021	2019	2020	2021				
Bedekking kruidlaag (%)	79	66	56	68	78	73	84	68	59				
Bedekking moslaag (%)	64	76	83	45	68	70	59	64	71				
Aantal pq's	4	4	4	2	2	2	4	4	4				
Behandel	C	C	C	L	L	L	G	G	G				
Gem. aantal soorten	22,8	30,5	29,3	24,5	28,5	31,0	22,0	24,8	28,3				Zaad/ Stek
Mossen													
Calliergonella cuspidata	8,0	8,3	8,8	7,5	8,0	8,0	7,8	8,0	8,3	Gewoon puntmos	5	-	
Bryum pseudotriquetrum	1,0	3,8	2,8	2,0	3,0	3,0	1,3	0,8	1,3	Veenknikmos	+	-	
Plagiomnium ellipticum	0,5	0,5	3,0	-	-	2,0	-	0,3	0,8	Stomp boogsterrenmos			
Drepanocladus aduncus	-	1,0	-	-	2,0	2,0	-	-	1,0	Moerasikkelmos			
Calliergon cordifolium	-	0,3	1,3	-	-	-	-	-	0,5	Hartbladig puntmos			
Campylium stellatum	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	Sterrengoudmos			
Straminergon stramineum	-	-	-	-	-	1,0	-	-	-	Sliertmos			
Soorten van graslanden													
Agrostis stolonifera	2,0	1,8	2,3	0,5	2,5	2,0	0,5	0,8	1,5	Fioringras			
Myosotis scorpioides s. scorpioides	1,5	0,8	1,5	-	2,0	2,0	-	-	-	Moerasvergeet-mij-nietje			
Poa trivialis	-	0,5	0,5	-	-	-	0,5	-	-	Ruw beemdgras			
Holcus lanatus	1,8	2,3	2,5	1,0	2,0	3,5	2,5	1,8	3,3	Gestreepte witbol	1	c	
Anthoxanthum odoratum	0,5	-	1,0	-	-	-	3,5	0,5	1,0	Gewoon reukgras	1	b	
Rumex acetosa	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	Veldzuring			
Cirsium palustre	1,5	0,5	0,5	1,0	1,0	1,0	2,3	1,5	1,3	Kale jonker	+	a	
Cardamine pratensis	2,8	3,0	3,3	3,5	3,5	4,0	2,8	3,5	3,8	Pinksterbloem	1	-	
Carex disticha	1,5	1,3	1,5	-	-	1,0	1,8	1,8	2,0	Tweerijige zegge	r	a	
Hypericum tetrapterum	-	-	-	-	-	1,0	-	-	-	Gevleugeld hertschooi			
Silene flos-cuculi	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	Echte koekoeksbloem			
Galium palustre s.l.	3,8	4,8	5,0	5,0	6,0	6,0	4,3	4,8	5,5	Moeraswalstro	1	c	
Cerastium fontanum s. vulgare	-	-	-	-	-	-	0,3	0,3	-	Gewone hoornbloem			
Juncus effusus	0,5	-	-	-	-	-	-	0,3	0,3	Pitrus			
Jonge mesotrofe verlanding													
Equisetum fluviatile	3,8	4,5	4,0	5,0	4,5	4,5	5,0	4,8	4,5	Holpijp	1	a	
Lysimachia thysiflora	2,0	2,0	2,3	2,0	2,5	3,0	2,3	2,8	2,5	Moeraswederik	+	-	
Calla palustris	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	Slangenwortel			S
Ranunculus lingua	2,3	2,5	2,3	3,0	3,5	3,5	3,0	3,0	2,8	Grote boterbloem			
Eleocharis palustris s.str.	1,0	2,0	2,0	2,5	3,0	3,5	1,5	2,3	2,3	Gewone waterbies	r	a	
Stellaria palustris	0,5	0,5	1,3	1,5	1,0	1,0	0,5	0,5	1,0	Zeegroene muur	1	a	
Hydrocotyle vulgaris	1,8	2,0	1,8	1,0	1,5	2,0	1,3	1,5	2,0	Gewone waternavel	+	-	
Pedicularis palustris	-	0,5	1,0	-	-	-	-	2,5	1,8	Moeraskatelblad	1	-	Z
Peucedanum palustre	0,5	0,5	0,8	-	0,5	0,5	-	-	0,3	Melkeppe			
Menyanthes trifoliata	-	0,3	0,5	-	-	-	-	0,3	0,5	Waterdrieblad			S
Agrostis canina	-	0,3	0,8	-	-	-	-	-	1,0	Moerasstruisgras			
Carex nigra	-	-	-	-	-	-	-	0,8	-	Zwarte zegge			
Carex curta	-	0,5	-	-	1,5	0,5	0,3	0,8	0,5	Zompzegge			
Carex diandra	1,5	2,5	1,8	3,5	5,0	4,5	2,3	3,0	3,3	Ronde zegge	3	e	
Carex rostrata	4,5	5,5	4,3	7,0	6,0	5,5	5,8	5,8	5,3	Snavelzegge	2m	c	
Utricularia minor	5,0	2,8	3,0	5,5	4,0	4,5	6,3	4,8	4,5	Klein blaasjeskruid			
Carex lasiocarpa	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,5	Draadzegge	+	-	Z
Juncus articulatus	5,5	4,8	3,0	5,5	4,0	4,0	4,8	3,8	2,5	Zomprus	2a	c	
Calamagrostis canescens	2,5	3,5	4,0	2,5	4,0	4,0	2,0	3,0	3,3	Hennegras	+	-	
Juncus subnodulosus	2,8	3,3	4,5	3,5	5,0	4,0	3,0	3,5	3,3	Paddenrus	+	b	
Eutrofe verlanding													
Sium latifolium	1,0	0,8	0,3	-	0,5	-	0,5	0,5	0,3	Grote watereppe			
Berula erecta	1,0	1,0	1,3	2,0	2,5	1,5	0,3	0,5	0,5	Kleine watereppe			
Glyceria maxima	0,5	-	-	2,0	2,0	1,0	-	0,8	1,0	Liesgras			
Sparganium erectum s.l.	0,3	-	-	-	-	0,5	-	-	-	Grote egelskop (groep)			
Rorippa amphibia	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	Gele waterkers			
Alisma plantago-aquatica	-	0,3	-	1,0	-	1,0	0,5	0,8	0,3	Grote waterweegbree			
Mentha aquatica	2,8	4,8	4,0	3,0	5,0	4,0	3,5	5,3	4,5	Watermunt	2a	a	
Iris pseudacorus	0,8	0,8	0,5	1,5	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	Gele lis			
Rumex hydrolapathum	0,8	1,5	0,3	1,5	2,0	1,0	1,5	1,3	1,8	Waterzuring			
Carex pseudocyperus	0,8	1,3	0,5	1,0	1,0	-	0,5	-	0,3	Hoge cyperzegge			
Phragmites australis	2,8	3,3	4,3	1,0	1,5	1,5	1,8	0,8	0,5	Riet	1	-	
Carex acuta	2,8	3,0	3,3	-	-	-	2,8	2,8	2,8	Scherpe zegge			
Stachys palustris	0,3	-	-	-	-	-	-	0,3	0,3	Moerasandoorn			
Lythrum salicaria	2,0	3,3	2,8	1,5	3,0	3,0	1,3	2,8	2,5	Grote kattenstaart	+	-	
Lysimachia vulgaris	-	1,0	2,0	-	1,0	2,0	-	0,8	1,5	Grote wederik			
Filipendula ulmaria	-	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-	Moeraspirea			
Phalaris arundinacea	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	Rietgras			
Lycopus europaeus	0,3	-	0,3	-	-	0,5	-	-	-	Wolfspoot	r	-	
Waterplanten													
Spirodela polyrhiza	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	Veelwortelig kroos			
Nymphaea alba	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	Witte waterlelie			
Nuphar lutea	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	Gele plomp			
Hydrocharis morsus-ranae	0,5	0,3	-	0,5	-	-	-	-	-	Kikkerbeet			
Ricciocarpos natans	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	Kroosmos			
Chara virgata	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	Teer kransblad			
Overige soorten													
Alnus glutinosa	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	Zwarte els	2a	-	
Salix cinerea	-	0,8	0,3	-	-	-	-	-	-	Grauwe en Rossige wilg			

Bijlage 6: Biochemische metingen uit 2010 gemeten in de Weerribben in een petgat in de Draaien

Tabel VI.1. Biochemische samenstelling, pH en elektrische geleidbaarheid (EGV) van het oppervlaktewater van watermonsters die in augustus 2010 zijn genomen in hetzelfde petgat (bij de Draaien) als het maaiselexperiment van hoofdstuk 8 in de Weerribben (Cusell et al., 2013). Hierbij ligt C1 aan het begin van het petgat (in de buurt van PQ 1 en PQ 2), C2 in het midden (in de buurt van PQ 6 en PQ 7) en C3 aan de achterkant van het petgat (in de buurt van PQ 12). Waardes zijn omgezet van $\mu\text{mol/L}$ naar mg/L .

Table VI.1. biochemical composition, pH and electric conductivity (EGV) of the surface water in 2010 (Cusell et al., 2013). C1 is positioned near PQ 1 and PQ 2, C2 is positioned near PQ 6 and PQ 7 and C3 was near PQ 12. Values were converted from $\mu\text{mol/L}$ to mg/L .

PQ	pH	EGV $\mu\text{S/cm}$	Al mg/L	Ca mg/L	Fe mg/L	K mg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	Na mg/L	P mg/L	S mg/L	Cl mg/L	NO ₃ mg/L	NH ₄ mg/L	PO ₄ mg/L
C1	7,11		0,011	60,8	0,12	3,79	7,29	0,002	23,6	0,049	7,15	37,1	0,186	0,246	0,053
C2	6,92	402	0,002	41,2	0,035	0,66	7,66	0,007	19,3	0,026	3,98	36,5	0,136	11,72	0,009
C3	6,89	395	<0,001	39,7	0,041	0,62	7,66	0,016	21,4	0,028	3,82	37,5	0,099	0,211	0,019

Bijlage 7: Metingen lichtbeschikbaarheid in de PQ's van het maaiselexperiment in de Draaien in de Weerribben (Hoofdstuk 8)

Tabel VII.1. De lichtbeschikbaarheid (% op maaiveldhoogte t.o.v. intensiteit boven de vegetatie) in de PQ's in 2021 en 2022. In elke PQ is zes keer gemeten, drie keer voorin de PQ en drie keer achterin.

Table VII.1. Light availability (% at bottom of the vegetation compared to light intensity above vegetation) in the PQs in 2021 and 2022. In each PQ, light availability was measured thrice at the front of the PQ and thrice at the back of the PQ.

2021						
	Voor - 1	Voor - 2	Voor - 3	Achter - 1	Achter - 2	Achter - 3
PQ 1	4,74	8,79	1,13	0,05	0,94	0,33
PQ 2	0,39	0,49	0,70	2,01	0,49	0,96
PQ 3	0,54	2,25	0,29	0,90	1,23	0,31
PQ 4	5,17	0,68	5,67	5,19	14,42	20,86
PQ 5	0,78	1,80	0,19	0,48	0,46	1,07
PQ 6	0,21	2,06	3,44	2,47	0,31	16,37
PQ 7	6,34	7,21	3,84	10,24	5,87	6,42
PQ 8	1,46	3,56	2,00	22,13	2,72	2,46
PQ 9	4,00	0,29	1,91	0,90	0,50	2,99
PQ 10	3,89	17,31	23,37	8,75	71,18	7,89
PQ 11	1,04	0,82	5,91	2,12	0,38	1,29
PQ 12	14,84	24,19	6,90	14,78	3,73	0,74
2022						
PQ 1	0,93	1,50	0,61	3,18	1,62	5,82
PQ 2	17,17	3,48	20,22	7,11	6,59	4,77
PQ 3	4,75	7,90	1,84	0,75	0,98	2,12
PQ 4	8,59	19,50	17,82	3,61	12,32	31,05
PQ 5	0,98	13,62	0,35	0,67	13,00	1,80
PQ 6	7,87	0,51	2,32	6,71	2,52	10,52
PQ 7	4,71	1,98	3,06	5,60	9,63	18,44
PQ 8	6,57	5,04	25,07	9,96	9,17	0,26
PQ 9	1,66	5,61	1,72	1,63	10,01	2,32
PQ 10	10,39	9,32	13,72	4,56	6,13	44,02
PQ 11	0,09	0,10	0,42	0,35	0,31	0,45
PQ 12	1,83	1,61	5,42	28,46	31,49	5,47

Bijlage 8: Vegetatietabellen van de Draaien in de Weerribben (Hoofdstuk 8)

Tabel VIII.1. Vegetatieopname in de PQ's in De Draaien in 2019 (Hoofdstuk 8).

Table VIII.1. Vegetation records of the PQ's in De Draaien in 2019 (Chapter 8).

PQ Nr	1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12	
Behandeling	Controle			Maaien			Maaisel			Maaien + maaisel			
Bedekking totaal (%)	90	65	80	80	90	75	65	80	85	70	90	70	
Bedekking kruidlaag (%)	90	65	80	80	75	75	65	80	80	70	90	70	
Bedekking moslaag (%)	0	1	0	2	0	0	0	0	5	0	4	1	
Gem. hoogte (hoge) kruidlaag (cm)	150	170	170	160	170	180	0	160	150	160	200	160	
Gem. hoogte lage kruidlaag (cm)	80	80	75	90	80	80	90	60	80	70	90	70	
Soort LA	Soort NL	1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Mossen													
Brachythecium species	dikkopmos (G)	2m	2m	+	2m	2a	2m			2m	2a	1	2m
Sphagnum fallax	fraai veenmos									+			
Calliergonella cuspidata	gewoon puntmos	+		2m		+	2a			1		2m	2m
Sphagnum palustre	gewoon veenmos									+			
Riccia fluitans	gewoon watervorkje				1			2m					+
Sphagnum squarrosum	haakveenmos												+
Calliergon cordifolium	hartbladig puntmos					r				2m			
Bryum species	knikmos (G)							2a					
Pellia neesiana	moerasplakkaatmos	+										+	+
Riccardia species	moerasvorkje (G)					+							
Marchantia polymorpha	paraplutjesmos							+					
Calliergon giganteum	reuzenpuntmos	+											
Bryum pseudotriquetrum	veenknikmos	1			+		+					1	
Vaatplanten													
Solanum dulcamara	bitterzoet										+		
Scutellaria galericulata	blauw glidkruid	+	r				r	r					r
Succisa pratensis	blauwe knoop												r
Hypericum tetrapterum	ge vleugeld hertshooi											r	
Hydrocotyle vulgaris	gewone waternavel	1											
Salix cinerea	grouwe en rossige wilg		r	r		r		+		r		+	r
Utricularia vulgaris	groot blaasjeskruid						1			+			+
Lythrum salicaria	grote kattenstaart		+	r	+		+	+	r	r	+		r
Typha latifolia	grote lisdodde		+	1	1	1		+	+	+		2a	+
Calystegia sepium	haagwinde			r	r	r		r	r		r		
Epilobium hirsutum	harig wilgenroosje							+				+	
Calamagrostis canescens	hennegras	1		+	+								
Carex pseudocyperus	hoge cyperzegge	1				1		2a	1	2a		2a	+
Cirsium palustre	kale jonker		r				r	r	r			+	r
Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet		1	1	2a	2b	+	1	2a	1	3	2a	
Utricularia minor	klein blaasjeskruid					2a				1			
Lemna minor	klein kroos		2m	2m	2m	2a	2m	2m	2m	1	2m	2a	2m
Typha angustifolia	kleine lisdodde	1	2a	r	+	2a	1	1	1	2a	2b	1	1
Berula erecta	kleine watereppe	1	+	1	1	2a	2a	1	1	1	1	2a	1
Eupatorium cannabinum	koninginnenkruid											r	

PQ Nr		1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Stratiotes aloides	krabbenscheer			r	r			r					
Peucedanum palustre	melkeppe			+								+	+
Stachys palustris	moerasandoorn	+											
Lathyrus palustris	moeraslathyrus			r	r								
Thelypteris palustris	moerasvaren	3	3	2a	4	2b	2a	1	4	2a	2a	3	4
Galium palustre	moeraswalstro			+						1		+	
Lysimachia thyrsoflora	moeraswederik					+			r	r			
Carex riparia	oeverzegge	2a	2b	3	3	2a	4	3	2b	2b	2b	2b	2b
Juncus subnodulosus	paddenrus	2a	1	2b	+	2b	2b	2b	2a	3	2b	2m	2b
Cardamine pratensis	pinksterbloem						+				r	r	r
Carex paniculata	pluimzegge	2a	1	2a	2a	1	+	+	+	1		2a	2a
Lemna trisulca	puntkroos	2m	+	+		+			2m	+	2a	+	+
Phragmites australis	riet	1	r	+	+	1	+	1	+	1	+	+	+
Poa trivialis	ruw beemdgras						+			r			
Carex elata	stijve zegge			r				+	+		+		
Bidens species	tandzaad (G)						r						r
Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos			+	+		1						
Mentha aquatica	watermunt	+			+					+	r		+
Rumex hydrolapathum	waterzuring			r		r							
Lycopus europaeus	wolfspoot					2a	r	r					

Tabel VIII.2. Vegetatieopname in de PQ's in De Draaien in 2020 (Hoofdstuk 8).

Table VIII.2. Vegetation records of the PQ's in De Draaien in 2020 (Chapter 8).

PQ Nr		1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Behandeling		Controle			Maaien			Maaisel			Maaien + maaisel		
Bedekking totaal (%)		90	75	80	80	85	80	90	80	95	80	95	85
Bedekking kruidlaag (%)		85	75	80	70	85	75	90	80	90	70	90	70
Bedekking moslaag (%)		5	2	5	15	5	10	15	5	20	30	35	40
Gem. hoogte (hoge) kruidlaag (cm)		130	100	90	100	130	140	110	80	140	80	130	70
Gem. hoogte lage kruidlaag (cm)													
Soort LA	Soort NL	1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Mossen													
Brachythecium species	dikkopmos (G)	2m	2m	2a	2m	2a	1	2a	2m	2m	2a	2m	2m
Calliergonella cuspidata	gewoon puntmos	2m		+			1	2a	2m	2m	2a	2m	2m
Riccia fluitans	gewoon watervorkje				+					r			
Scorpidium cossonii	groen schorpioenmos							2a	2m	2m	2b	2a	2b
Sphagnum squarrosum	haakveenmos						+						
Calliergon cordifolium	hartbladig puntmos				+		2m				2a	2m	
Pellia neesiana	moerasplakkaatmos	2m	+	1	1			2a		+	2m	1	+
Calliergon giganteum	reuzenpuntmos									2a	+		
Scorpidium scorpioides	rood schorpioenmos							+		2m	1	2b	2a
Straminergon stramineum	sliertmos												+
Bryum pseudotriquetrum	veenknikmos	+						1	+	1	2a	2m	2m
Vaatplanten													
Solanum dulcamara	bitterzoet							r			r		
Scutellaria galericulata	blauw glidkruid	r		+			r	r				+	+
Succisa pratensis	blauwe knoop							r		r	r		
Carex lasiocarpa	draadzegge									r			
Hypericum tetrapterum	gevluegeld hertshooi		+									+	
Hypericum quadrangulum	gevluegeld hertshooi	r			r			r					
Hydrocotyle vulgaris	gewone waternavel	1											
Epilobium angustifolium	gewoon wilgenroosje	r											
Salix cinerea	grauwe en rossige wilg		r	2a				r		r		1	+
Liparis loeselii	groenknolorchis												+
Utricularia vulgaris	groot blaasjeskruid						+			+			
Sparganium erectum	grote egelskop		r										
Lythrum salicaria	grote kattenstaart		+	r	+	r	+	+	r		+	+	
Typha latifolia	grote lisdodde	r		+	+	+		+	+	+		1	+
Lysimachia vulgaris	grote wederik									+			
Calystegia sepium	haagwinde	+	r	r	r			r				r	
Epilobium hirsutum	harig wilgenroosje					r					+	+	
Calamagrostis canescens	hennegras	1		+	1			2m				+	
Carex pseudocyperus	hoge cyperzegge	1	r			+		+	+	1		1	+
Cirsium palustre	kale jonker		1	+		+		+	r			+	+
Epilobium tetragonum	kantige basterdwederik										+		
Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet	2a	1	+	2b	2a	+	1	1	1	2b	2a	1
Utricularia minor	klein blaasjeskruid				1	+	2m			+			1
Lemna minor	klein kroos	2m	2a		2a	2m	+	2m	2m	+	2a	2m	+
Typha angustifolia	kleine lisdodde	2a	2b	+	1	3	1	+	2a	3	2b	2b	1
Berula erecta	kleine watereppe	1	1	1	2a	2b	1	2a	1	1	2a	+	1
Eupatorium cannabinum	koninginnenkruid	r		r					r		r		

PQ Nr		1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Stratiotes aloides	krabbenscheer						+			r			
Peucedanum palustre	melkeppe			r			r			1		1	r
Stachys palustris	moerasandoorn	r											
Pedicularis palustris	moeraskartelblad							+		r	r		+
Lathyrus palustris	moeraslathyrus			r	r								
Thelypteris palustris	moerasvaren	4	4	3	3	2b	2a	2a	4	2a	2b	3	3
Myosotis scorpioides	moerasvergeet-mij-nietje	r			+								
Galium palustre	moeraswalstro			r						1	r	+	+
Lysimachia thyrsoiflora	moeraswederik		1			r			+				+
Carex riparia	oeverzegge	3	2a	3	3	2a	4	3	2b	2b	3	3	1
Juncus subnodulosus	paddenrus	2a	2m	2b	r	2a	2b	2b	2b	3	3	2a	2a
Cardamine pratensis	pinksterbloem			+			+			+	1	r	+
Carex paniculata	pluimzegge	1	1	1	2a	1	1	+	1	1		2a	3
Lemna trisulca	puntkroos		+	r	+	2a	r	1	+		1	+	r
Phragmites australis	riet	2b	1	1	2a	2a	2a	2b	2a	2b	+	2a	1
Carex diandra	ronde zegge							r				r	
Drosera rotundifolia	ronde zonnedaauw												r
Carex elata	stijve zegge		+	r				+			+		
Bidens species	tandzaad (G)						r						
Chara virgata	teer kransblad						2m						
Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos				+		r				+		
Mentha aquatica	watermunt	+		+	r	1				+	+		+
Rumex hydrolapathum	waterzuring			r	+	r		r			r	r	r
Lycopus europaeus	wolfspoot				r	+	r	+	+	r		+	+
Betula pubescens	zachte berk							r					
Stellaria palustris	zeegroene muur												r
Carex species	zegge (G)						+						+

a. In 2020 is de hoogte van de lage kruidlaag niet gemeten

Tabel VIII.3. Vegetatieopname in de PQ's in De Draaien in 2021 (Hoofdstuk 8).

Table VIII.3. Vegetation records of the PQ's in De Draaien in 2021 (Chapter 8).

PQ Nr	1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12			
Behandeling	Controle			Maaien			Maaisel			Maaien + maaisel					
Bedekking totaal (%)	50	80	85	60	65	70	80	75	95	80	70	80			
Bedekking kruidlaag (%)	50	75	80	60	65	65	70	65	90	70	60	75			
Bedekking moslaag (%)	3	20	5	1	10	10	10	20	35	50	15	60			
Gem. hoogte (hoge) kruidlaag (cm)	180	180	NA	190	160	150	150	140	190	175	190	180			
Gem. hoogte lage kruidlaag (cm)	90	120	120	110	80	90	60	70	100	100	80	90			
Soort LA	Soort NL			1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Mossen															
Brachythecium species	dikkopmos	2m	2b	2a	2m	2a	2m	2m	2a	2b	2m	2a	2a		
Sphagnum fallax	fraai veenmos									2m					
Riccardia chamedryfolia	gewoon moerasvorkje												1		
Calliergonella cuspidata	gewoon puntmos					1	2a		2m	2m			2a	2m	2a
Sphagnum palustre	gewoon veenmos											+			
Riccia fluitans	gewoon watervorkje								+				2m	+	r
Scorpidium cossonii	groen schorpioenmos								1	2m	2m		2b	1	3
Calliergon cordifolium	hartbladig puntmos											+	2a	2m	
Pellia neesiana	moerasplakkaatmos	+										+		2m	
Drepanocladus aduncus	moerassikkelmos										+				
Marchantia polymorpha	parapluitjesmos								2a						
Calliergon giganteum	reuzepuntmos									2m			2b	2m	+
Scorpidium scorpioides	rood schorpioenmos									1	+		2m	2m	2a
Straminergon stramineum	sliertmos		1						r		+		+		
Sphagnum teres	sparrig veenmos										2m				
Bryum pseudotriquetum	veenknikmos		+								+	+	2m		2m
Vaatplanten															
Juncus conglomeratus	biezenknoppen			+			+							+	
Solanum dulcamera	bitterzoet								r	+			r		
Scutellaria galericulata	blauw glidkruid					+									
Succisa pratensis	blauwe knoop											r			
Carex lasiocarpa	draadzegge						+					r	1		+
Silene flos-cuculi	echte koekoeksbloem											r			
Carex oederi	geelgroene zegge														r
Hypericum tetrapterum	gevleugeld hertshooi			+							r				
Hydrocotyle vulgaris	gewone watersnavel	+													
Salix cinerea	grauwe wilg		+	r			r		r	r	2a		r		r
Liparis loeselli	groenknolorchis														+
Utricularia major	groot blaasjeskruid											+			2a
Lythrum salicaria	grote kattenstaart	+	+		+	+	r	+	+	+	+	+	+	+	+
Typha latifolia	grote lisdodde	+		+	+	r		+	+	r				+	+
Lysimachia vulgaris	grote wederik						r			r			r		+
Calystegia sepium	haagwinde	+	+	+				+	+					+	
Epilobium hirsutum	harig wilgenroosje				r										
Calamagrostis canescens	hennegras			1						+				+	
Carex pseudocyperus	hoge cyperzegge	r	r				r			r				+	r
Cirsium palustre	kale jonker	r	+	+			+	+		r	+		+	+	+
Epilobium tetragonum	kantige basterdwederik												r		+
Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet	+	1	+	2a	1	2a	1	1	1	1	1	2a	2a	1

PQ Nr		1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Utricularia minor	klein blaasjeskruid				+		+		+	+	r		2a
Lemna minor	klein kroos	2m	2m	1		2m		2m	2m	r	2m	2m	+
Typha angustifolia	kleine lisdodde	1	2b	r	1	2b	2a	+	2a	2a	2b	2b	+
Berula erecta	kleine watereppe	+	1	1	+	2a	2m	2m	+	1	2a	1	+
Eupatorium cannabinum	koninginnekruid		r			r			r	r	r	+	r
Stratiotes aloides	krabbenscheer				+		+	r		+			+
Peucedanum palustre	melkeppe			+		r				+		1	r
Pedicularis palustris	moeraskartelblad									+			
Lathyrus palustris	moeraslathyrus			1	r								r
Sonchus palustris	moerasmelkdistel	r											
Agrostis canina	moerasstruisgras										+		r
Thelypteris palustris	moerasvaren	2b	3	2b	2b	1	2a	2a	3	2a	2a	2b	2b
Galium palustre	moeraswalstro			+					r	+	r	r	+
Lysimachia tyrsoflora	moeraswederik	+	r		r			r					r
Carex acutiformis	moeraszegge	2b	2a	3	2b	1	2a	2a	1	2b	3	2a	2a
Carex riparia	oeverzegge	1	+	2a	+	+	2a	+	1	+	+	+	+
Juncus subnodulosus	paddenrus	2m	2m	2a		2a	2a	2m	2a	2a	2b	2m	2a
Cardamine pratense	pinksterbloem					1	1			1	+	1	+
Juncus effusus	pitrus	r						r					
Carex paniculata	pluimzegge	1	2b	2a	2a	1	+		1	1		2b	2b
Thalyctrum flavum	poelruit												r
Lemna trisulca	puntkroos		+		2m			2m	+		2m	+	
Phragmites australis	riet	2a	1	1	2a	2b	2b	2b	1	2b	1	2b	1
Carex diandra	ronde zegge								+				
Carex elata	stijve zegge										r	r	
Chara virgata	teer kransblad						2a				2b		r
Meriophyllum alterniflorum	teer vederkruid						2a						
Luzula multiflora	veelbloemige veldbies												+
Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos	r		+					+	r	+	+	
Comarum palustre	wateraardbei												r
Mentha aquatica	watermunt	+		+	+	2a	1	r		+	1		+
Ludwigia grandiflora	waterteunisbloem				r								
Rumex hydrolapathum	waterzuring	+		r	+	+		r				r	r
Lycopus europeus	wolfspoot		r			+		+	r		r	+	
Betula pubescens	zachte berk	r											
Alnus glutinosa	zwarte els		r								r		

Tabel VIII.4. Vegetatieopname in de PQ's in De Draaien in 2022 (Hoofdstuk 8).

Table VIII.4. Vegetation records of the PQ's in De Draaien in 2022 (Chapter 8).

PQ Nr	1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12	
Behandeling	Controle			Maaien			Maaisel			Maaien + maaisel			
Bedekking totaal (%)	80	90	80	70	85	75	95	85	85	85	90	85	
Bedekking kruidlaag (%)	80	80	70	70	70	70	90	80	75	60	80	70	
Bedekking moslaag (%)	3	25	15	7	30	10	7	10	25	50	40	60	
Gem. hoogte (hoge) kruidlaag (cm)	180	180	140	160	185	190	150	160	150	180	180	160	
Gem. hoogte lage kruidlaag (cm)	90	90	80	90	100	120	90	120	90	100	90	90	
Soort LA	Soort NL	1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Mossen													
Brachythecium species	dikkopmos	2m	2b	2b	2a	2b	2m	2m	2m	2b	2a	2a	2a
Sphagnum fallax	fraai veenmos									1			
Riccardia chamedryfolia	gewoon moerasvorkje						+						
Calliergonella cuspidata	gewoon puntmos		1			2a	2a	2m	2a	2m	2b	2b	2b
Sphagnum palustre	gewoon veenmos									1			
Scorpidium cossonii	groen schorpioenmos								2m	+	2b	+	3
Calliergon cordifolium	hartbladig puntmos						r		+			+	+
Calypogeia fissa	moerasbuidelmos	1											
Drepanocladus aduncus	moerasikkelmos												+
Pellia neesiana	moerasplakkaatmos	1	2m		+	1			2m	+		2m	1
Marchantia polymorpha	parapluitjesmos							2a					
Calliergon giganteum	reuzenpuntmos							2m	1			2m	2m
Scorpidium scorpioides	rood schorpioenmos								+	2a	2m		2a
Straminergon stramineum	sliertmos		1				+					+	
Campylium stellatum	sterrengoudmos												+
Fissidens species	vedermos (G)			+						+			
Bruym pseudotriquetrum	veenknikmos	1					+		+		+	+	2m
Vaatplanten													
Epilobium species	basterdwederik (G)		+				r			r			
Juncus conglomeratus	biezenknoppen	r	r	r				r					
Solanum dulcemara	bitterzoet							r					
Scutellaria galericulata	blauw glidkruid				r								+
Carex lasiocarpa	draadzegge								r	r			+
Sparganium species	egelskop (G)		r										
Agrostis stolonifera	floringras										1		r
Scutellaria species	glidkruid (G)		r										
Salix cinerea	grouwe en rossige wilg		r	r	r			r	r	+			+
Liparis loeselii	groenknolorchis						+		+				+
Lythrum salicaria	grote kattenstaart	+	+		+	+	r	1	+	+	1	+	+
Typha latifolia	grote lisdodde	+	+		+	+		+	+	r		1	+
Lysimachia vulgaris	grote wederik												+
Calystegia sepium	haagwinde	r	+	r					+		r	r	
Epilobium hirsutum	harig wilgenroosje							r			r		
Calamagrostis canescens	hennegras	+		+				1	+			+	1
Carex pseudocyperus	hoge cyperzegge	+				+	r	2a	+		+	+	
Cirsium palustre	kale jonker		1	+	r	1		r	1	1	1	1	+
Dryopteris cristatus	kamvaren	r											
Hypericum quadrangulum	kantig hertshooi		+						r		r		+
Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet	2m	1	+	2b	2a	2m	1	+	1	2m	2a	2a

PQ Nr		1	5	9	2	7	10	3	6	11	4	8	12
Utricularia minor	klein blaasjeskruid						2a			1			2a
Lemna minor	klein kroos	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	+	2m	2m	+
Typha angustifolia	kleine lisdodde	2a	2b	+	+	2a	2a	+	1	1	2a	2a	1
Berula erecta	kleine watereppe	+	r	1	1	2a	1	2m	+	+	2a	2a	1
Epilobium angustifolium	knikkend wilgenroosje			+									
Eupatorium cannabinum	koninginnekruid		r	r		r			r			+	
Stratiotes aloides	krabbenscheer				+								+
Peucedanum palustre	melkeppe			+						+		+	
Pedicularis palustris	moeraskartelblad										r	r	
Lathyrus palustris	moeraslathyrus			+	r								
Agrostis canina	moerasstruikgras				+	+							+
Thelypteris palustris	moerasvaren	4	3	2b	3	2a	2a	3	3	2b	2a	3	2a
Galium palustre	moeraswalstro			+				r	1	+	+		+
Lysimachia thyrsoiflora	moeraswederik	r	1			+	+	+		+	r	+	+
Carex acutiformis	moeraszegge	2b	2b	3	2b	2a	2a	2a	2a	2b	2b	2b	2a
Carex riparia	oeverzegge	2a	+	+	1	+		2a	+	+	r	+	
Juncus subnodulosus	paddenrus	2m	2a	2m		2a	2b	2b	2b	2a	3	2a	2b
Cardamine pratensis	pinksterbloem					+	2m		+		+	2m	1
Utricularia intermedia	plat blaasjeskruid												+
Carex paniculata	pluimzegge	+	2a	2a	2a	+	+		+	+	+	+	2b
Lemna trisulca	puntkroos		+	+	1	1	2m	2m			+		+
Phragmites australis	riet	2a		+	1	2b	2b	2b	1	2a	+	2a	2a
Carex diandra	ronde zegge								r			r	
Poa trivialis	ruw beemdgras					+							
Carex elata	stijve zegge	+			+			+			+		
Chara virgata	teer kransblad	1											
Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos										+		
Luzula species	veldbies (G)												r
Mentha aquatica	watermunt				r	2a	r	r		+	1		
Rumex hydrolapathum	waterzuring	r		r	+	r		+					+
Lycopus europaeus	wolfspoot		+	+	r	+	r	r	+		r	+	
Betula pubescens	zachte berk		r								+		

Bijlage 9: Ondersteunende tabellen van uitgevoerde statistische toetsen voor het maaiselexperiment in de Draaien (Hoofdstuk 8)

Lichtbeschikbaarheid

Tabel IX.1. Statistische resultaten van de ANOVA voor de vergelijking van de lichtbeschikbaarheid (%) tussen de verschillende behandelingen over tijd.

Table IX.1. Statistical results of the ANOVA for the difference in light availability between the treatments over time.

	df	Sum of Squares	Mean Square	F waarde	p waarde
Behandeling	3	353,02	117,67	5,81	0,01
Jaar	1	19,42	19,42	0,96	0,34
Behandeling:Jaar	3	11,49	3,83	0,19	0,90
Residuals	16	323,99	20,25	NA	NA

Tabel IX.2. Resultaten van de post-hoc Tukey toets voor de vergelijking in lichtbeschikbaarheid (%) tussen de verschillende subgroepen van de behandelingen over tijd. Alleen de verbanden met statistisch significante verschillen ($p < 0,05$) zijn getoond.

Table IX.2. Statistical results of the Tukey post-hoc test for the difference in light availability between the treatments over time. Only statistically different groups ($P < 0.05$) are shown.

Vergelijking	nul waarde	Verschil in lichtbeschikbaarheid	Betrouwbaarheidsinterval		p waarde
			Ondergrens	Bovengrens	
Maaïen + Maaisel-Maaisel	0	7,84	0,41	15,27	0,04
Maaïen + Maaisel-Controle	0	7,68	0,24	15,11	0,04
Maaisel-Maaïen	0	-7,66	-15,09	-0,23	0,04
Maaïen-Controle	0	7,50	0,06	14,93	0,05

Tabel IX.3. Samenvatting (gemiddelde, aantal replica's en standaard deviatie) van de lichtbeschikbaarheid (%) per behandeling en jaar.

Table IX.3. Summary with mean, number of replicas and standard deviation of the light availability over the different treatments and years.

Jaar	Behandeling	Aantal replica's	Gemiddelde	Standaard Deviatie
2021	Controle	3	1,74	0,93
2022	Controle	3	3,72	1,40
2021	Maaïen	3	9,85	10,97
2022	Maaïen	3	10,61	3,78
2021	Maaisel	3	2,33	1,65
2022	Maaisel	3	2,81	2,40
2021	Maaïen + Maaisel	3	8,42	2,58
2022	Maaïen + Maaisel	3	12,40	3,07

Mosbedekking

Tabel IX.4. Statistische resultaten van de ANOVA voor de vergelijking van de mosbedekking (%) tussen de verschillende behandelingen over tijd.

Table IX.4. Statistical results of the ANOVA for the difference in moss cover between the treatments.

	df	Sum of Squares	Mean Square	F waarde	p waarde
Behandeling	3	6624,27	2208,09	18,87	0,00
Jaar	3	2986,50	995,50	8,51	0,00
Behandeling:Jaar	9	2219,61	246,62	2,11	0,06
Residuals	32	3745,00	117,03	NA	NA

Tabel IX.5. Resultaten van de post-hoc Tukey toets voor de vergelijking in mosbedekking (%) tussen de verschillende subgroepen van de behandelingen over tijd. Alleen de verbanden met statistisch significante verschillen ($p < 0,05$) zijn getoond.

Table IX.5. Statistical results of the Tukey post-hoc test for the difference in moss cover between the treatments over time. Only statistically different groups ($P < 0.05$) are shown.

Vergelijking	nul waarde	Verschil in mosbedekking (%)	Betrouwbaarheidsinterval		p waarde
			Ondergrens	Bovengrens	
Maaien + Maaisel-Controle	0	28,80	16,83	40,77	0,00
Maaien + Maaisel-Maaien	0	28,49	16,53	40,46	0,00
Maaien + Maaisel-Maaisel	0	21,66	9,69	33,62	0,00
2022-2019	0	21,42	9,45	33,38	0,00
Maaien + Maaisel:2022-Controle:2019	0	50,67	17,91	83,42	0,00
Maaien + Maaisel:2022-Maaisel:2019	0	48,33	15,58	81,09	0,00
Maaien + Maaisel:2022-Maaien + Maaisel:2019	0	47,83	15,08	80,59	0,00
Maaien + Maaisel:2022-Controle:2020	0	47,50	14,75	80,25	0,00
Maaien + Maaisel:2022-Maaien:2021	0	47,17	14,41	79,92	0,00

Maaien + Maaisel:2022- Maaien:2019	0	46,47	13,71	79,22	0,00
Maaien + Maaisel:2021- Controle:2019	0	46,03	13,28	78,79	0,00
Maaien + Maaisel:2022- Maaien:2020	0	46,00	13,25	78,75	0,00
Maaien + Maaisel:2021- Maaisel:2019	0	43,70	10,95	76,45	0,00
Maaien + Maaisel:2022- Controle:2021	0	43,50	10,75	76,25	0,00
Maaien + Maaisel:2021-Maaien + Maaisel:2019	0	43,20	10,45	75,95	0,00
Maaien + Maaisel:2021- Controle:2020	0	42,87	10,11	75,62	0,00
Maaien + Maaisel:2021- Maaien:2021	0	42,53	9,78	75,29	0,00
Maaien + Maaisel:2021- Maaien:2019	0	41,83	9,08	74,59	0,00
Maaien + Maaisel:2021- Maaien:2020	0	41,37	8,61	74,12	0,00
2021-2019	0	16,09	4,13	28,06	0,00
Maaien + Maaisel:2020- Controle:2019	0	39,33	6,58	72,09	0,01
Maaien + Maaisel:2021- Controle:2021	0	38,87	6,11	71,62	0,01
Maaien + Maaisel:2022-	0	38,13	5,38	70,89	0,01

Maaien:2022					
Maaien + Maaisel:2022- Controle:2022	0	37,33	4,58	70,09	0,01
Maaien + Maaisel:2020- Maaisel:2019	0	37,00	4,25	69,75	0,02
Maaien + Maaisel:2020-Maaien + Maaisel:2019	0	36,50	3,75	69,25	0,02
Maaien + Maaisel:2022- Maaisel:2020	0	36,30	3,55	69,05	0,02
Maaien + Maaisel:2020- Controle:2020	0	36,17	3,41	68,92	0,02
Maaien:2021-Maaien + Maaisel:2020	0	-35,83	-68,59	-3,08	0,02
Maaien + Maaisel:2020- Maaien:2019	0	35,13	2,38	67,89	0,03
2020-2019	0	13,04	1,08	25,01	0,03
Maaien + Maaisel:2020- Maaien:2020	0	34,67	1,91	67,42	0,03
Maaien + Maaisel:2022- Maaisel:2021	0	33,63	0,88	66,39	0,04
Maaien:2022-Maaien + Maaisel:2021	0	-33,50	-66,25	-0,75	0,04
Controle:2022- Maaien + Maaisel:2021	0	-32,70	-65,45	0,05	0,05

Tabel IX.6. Samenvatting (gemiddelde, aantal replica's en standaard deviatie) van de mosbedekking (%) per behandeling en jaar.

Table IX.6. Summary with mean, number of replicas and standard deviation of the moss cover over the different treatments and years.

Jaar	Behandeling	Aantal replica's	Gemiddelde	Standaard Deviatie
2019	Controle	3	3,50	1,32
2020	Controle	3	6,67	3,22
2021	Controle	3	10,67	9,65
2022	Controle	3	16,83	10,02
2019	Maaien	3	7,70	3,34
2020	Maaien	3	8,17	3,51
2021	Maaien	3	7,00	3,97
2022	Maaien	3	16,03	11,34
2019	Maaisel	3	5,83	5,35
2020	Maaisel	3	17,87	9,31
2021	Maaisel	3	20,53	11,13
2022	Maaisel	3	22,00	9,64
2019	Maaien + Maaisel	3	6,33	1,26
2020	Maaien + Maaisel	3	42,83	9,75
2021	Maaien + Maaisel	3	49,53	24,46
2022	Maaien + Maaisel	3	54,17	21,73

Schorpioenmos

Tabel IX.7. Statistische resultaten van de ANOVA voor de vergelijking van de schorpioenmosbedekking (%) tussen de verschillende behandelingen over tijd.

Table IX.7. Statistical results of the ANOVA for the difference in cover of Scorpidium spp. between the treatments.

	df	Sum of Squares	Mean Square	F waarde	p waarde
Behandeling	1	1290,67	1290,67	11,99	0,00
Jaar	3	852,75	284,25	2,64	0,08
Behandeling:Jaar	3	434,58	144,86	1,35	0,29
Residuals	16	1722,83	107,68	NA	NA

Tabel IX.8. Resultaten van de post-hoc Tukey toets voor de vergelijking in schorpioenmosbedekking (%) tussen de verschillende subgroepen van de behandelingen over tijd. Alleen de verbanden met statistisch significante verschillen ($p < 0,05$) zijn getoond.

Table IX.8. Statistical results of the Tukey post-hoc test for the difference in cover of Scorpidium spp. between the treatments over time. Only statistically different groups ($P < 0.05$) are shown.

Vergelijking	nul waarde	Verschil in schorpioenmos-bedekking (%)	Betrouwbaarheidsinterval		p waarde
			Ondergrens	Bovengrens	
Maaien + Maaisel-Maaisel	0	14,67	5,69	23,65	0.00

Tabel IX.9. Samenvatting (gemiddelde, aantal replica's en standaard deviatie) van de schorpioenmosbedekking (%) per behandeling en jaar.

Table IX.9. Summary with mean, number of replicas and standard deviation of the cover of Scorpidium spp. over the different treatments and years.

Jaar	Behandeling	Aantal replica's	Gemiddelde	Standaard Deviatie
2019	Maaisel	3	0	0
2020	Maaisel	3	5,17	2,75
2021	Maaisel	3	2,5	1,32
2022	Maaisel	3	3,67	4,04
2019	Maaien + Maaisel	3	0	0
2020	Maaien + Maaisel	3	25,33	3,75
2021	Maaien + Maaisel	3	22,83	19,50
2022	Maaien + Maaisel	3	21,83	21,01

Bijlage 10: Vegetatietabellen van vak 60 in de Weerribben (Hoofdstuk 9)

Tabel X.1. Vegetatieopname in de PQ's in vak 60 in 2021 (Hoofdstuk 9).

Table X.1. Vegetation records of the PQ's in vak 60 in 2021 (Chapter 9).

PQ Nr	1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11		
Behandeling	Controle			Maaien			Maaisel			Maaien + maaisel				
Bedekking totaal (%)	65	75	85	85	75	90	80	65	75	70	60	90		
Bedekking kruidlaag (%)	60	65	70	70	75	90	75	60	75	70	60	80		
Bedekking moslaag (%)	7	20	35	25	3	3	5	5	3	4	3	20		
Gem. hoogte (hoge) kruidlaag (cm)	180	180	190	200	250	220	200	150	100	200	200	180		
Gem. hoogte lage kruidlaag (cm)	80	70	70	80	60	80	80	60	175	80	80	90		
Soort LA	Soort NL		1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11
Mossen														
Brachytecium species	dikkopmos (G)		2m		3	2b	2m	2m	+	2m	2m			
Kindbergia praelonga	fijn laddermos			2m	1									
Brachytecium rutabulum	gewoon dikkopmos			2b								2m	2m	2b
Rhytidiadelphus squarrosus	gewoon haakmos					+								
Calliergonella cuspidata	gewoon puntmos		2a	1		1			1	1		1		+
Sphagnum palustre	gewoon veenmos								1					
Spagnum squarrosom	haakveenmos													+
Calliergon cordifolium	hartbladig puntmos											1		
Pellia neesiana	moerasplakkaatmos											1		
Drepanocladus aduncus	moerasikkelmos						+							
Aulacomnium palustre	roodviltmos					r								
Sphagnum teres	sparrig veenmos					+								+
Plagiothecium species	platmos (G)			+		+								
Straminergon species	sliertmos (G)				+									
Vaatplanten														
Juncus conglomeratus	biezenknoppen				r	+								+
Solanum dulcamera	bitterzoet			+						r		1		+
Scutellaria galericulata	blauw glidkruid		1	r			+	r						
Succisa pratensis	blauwe knoop					r								
Carex lasiocarpa	draadzegge			+		r								
Valeriana officinalis	echte valeriaan													1
Iris pseudacoris	gele lis												r	
Nuphar lutea	gele plomp			+									2a	
Holcus lanatus	gestreepte witbol			+										
Hypericum tetrapterum	gevleugeld hertshooi					r			r	+				
Angelica sylvestris	gewone engelwortel			r										
Salix cinerea	grauwe wilg		+	2a					2a			+		+
Sparganium erectum	grote egelskop									r				
Lythrum salicaria	grote kattenstaart		+	+		r	+	+	+	+	r	+		+
Lysimachia vulgaris	grote wederik			r					+	+	r		r	
Calystegia sepium	haagwinde				r			r	1	+	r	+	r	+
Calamagrostis canescens	hennegras		+	1	2m	2m		1	2m	2m		+	1	1
Carex pseudocyperus	hoge cyperzegge												r	
Agrostis gigantea	hoog struisgras					1		r						

PQ Nr		1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11
Cirsium palustre	kale jonker	+			r								
Dryopteris crisata	kamvaren												r
Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet	+				+			1	+	+	+	+
Lemna minor	klein kroos	2m	+			2m	1		1	1		+	1
Typha angustifolia	kleine lisdodde	2b	2b	2b	2b	2a	+	+	2a	1	2m	2m	2m
Berula erecta	kleine watereppe	r											
Eupatorium cannabinum	koninginnekruid		r	+			+	+		r	+	r	r
Myriophyllum verticillatum	kransvederkruid								r				
Schoenoplectus lacustris	mattenbies	+											
Peucedanum palustre	melkeppe		+			r	+		1	+		+	
Epilobium palustre	moerasbasterdwederik										r		
Stachys palustris	moerasdoorn							1					
Lathyrus palustris	moeraslathyrus					r							
Sonchus palustris	moerasmelkdistel	+											
Lotus pedunculatus	moerasrolklaver						+				+		+
Filipendula ulmaria	moeraspirea												+
Thelyperis palustris	moerasvaren	3	2b	3	3	2b	2a	2a	2a	2a	2a	3	2b
Viola palustris	moerasviooltje		+										
Galium palustre	moeraswalstro			+	+	+	+	+	+			+	+
Lysimachia tyrsoflora	moeraswederik		r	+	+	r		r	r	r	r		
Carex acutiformis	moeraszegge		+		r	3	3	3	2a	4	3	2b	3
Carex riparia	oeverzegge		2b	2a		1						1	1
Juncus subnodulosus	paddenrus			r	1			2m			r		2a
Cardamine pratense	pinksterbloem				r								
Carex paniculata	pluimzegge	1		+	+	r				r		r	+
Phragmites australis	riet	1	1	1	1	3	3	3	1	2b	2b	2a	2b
Poa trivialis	ruw beemdgras				2m								
Dryopteris carthusiana	smalle stekelvaren						+		+				
Filipendula species	spirea (G)	r											
Chara virgata	teer kransblad								2a				
Luzula multiflora	veelbloemige veldbies				r		r						
Comarum palustris	wateraardbei									r			
Mentha aquatica	watermunt			1	+	1	1	1		+	+		
Rumex hydrolapathum	waterzuring					+			+	+	+		
Lyocopus europeus	wolfspoot						r						

Tabel X.2. Vegetatieopname in de PQ's in vak 60 in 2022 (Hoofdstuk 9).

Table X.2. Vegetation records of the PQ's in vak 60 in 2022 (Chapter 9).

PQ Nr	1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11	13	15	14	16	
Behandeling	Controle			Maaien			Maaisel			Maaien + maaisel			Aanplant controle		Aanplant maaien + maaisel		
Bedekking totaal (%)	90	85	80	95	80	80	95	70	90	90	80	90	70	75	70	90	
Bedekking kruidlaag (%)	80	85	80	50	75	70	85	65	90	75	70	70	65	75	60	65	
Bedekking moslaag (%)	20	5	3	80	10	15	10	5	3	50	20	50	10	5	30	60	
Gem. hoogte (hoge) kruidlaag (cm)	180	230	200	180	170	180	200	190	170	195	170	180	210	200	170	180	
Gem. hoogte lage kruidlaag (cm)	100	110	120	60	60	90	90	90	100	70	60	80	100	110	70	60	
Soort LA	Soort NL	1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11	13	15	14	16
Mossen																	
Brachytecium species	dikkopmos (G)	2a			4												
Aneura pinguis	echt vetmos												+				
Kindbergia praelonga	fijn laddermos																
Sphagnum fallax	fraai veenmos				+	+	2m		+	2m							
Brachytecium rutabulum	gewoon dikkopmos	2m	1			2a	2m	2a	2m	2m	3	2a	2b	2a	2a	2a	2m
Rhytidiadelphus squarrosus	gewoon haakmos							+									
Polytrichum commune/vulgare	gewoon haarmos							r									
Lophocolea bidentata	gewoon kantmos							1		r							+
Riccardia chamedryfolia	gewoon moerasvorkje						r				+						
Calliergonella cuspidata	gewoon puntmos	2b	2m	2m	2m	2a		+	2m	2m	1	2a	2a	2m	1	2a	3
Sphagnum palustre	gewoon veenmos	+			2m			+	+								
Drepanocladus polygamus	goudsikkelmos						2m					r	1			2m	
Scorpidium cossonii	groen schorpioenmos	+			2m			+	1		+	2m	2b		+	2a	3
Fissidens adianthoides	groot vedermos							1					+				
Spagnum squarrosom	haakveenmos	+				+	+									r	
Calliergon cordifolium	hartbladig puntmos				+		2m	+					+				
Fissidens taxifolius	kleivedermos	+															
Calygopeia fissa	moerasbuidelmos	1															
Pellia neesiana	moerasplakkaatmos						2m										+
Drepanocladus aduncus	moerassikkelmos	+															
Marchantia polymorpha	parapluitjesmos														r	r	
Amblystegium species	pluisdraadmos (G)														+		
Calliergon giganteum	reuzepuntmos						2m					+				2a	+
Scorpidium scorpioides	rood schorpioenmos				r						+	+				1	+
Aulacomnium palustre	roodviltmos							+									
Straminergon stramineum	sliertmos																
Sphagnum teres	sparrig veenmos																
Campylium stellatum	sterrengoudmos	r															
Bryum pseudotriquetum	veenknikmos				+							1	+			1	2m
Riccia fluitans	watervorkje																
Polytrichum Juniperinum	zandhaarmos	1															
Vaatplanten																	
Juncus conglomeratus	biezenknoppen							+		+	+		r				+
Solanum dulcamera	bitterzoet	r		+			+			+							
Scutellaria galericulata	blauw glidkruid	r	r		+	r			r		+		r				
Succisa pratensis	blauwe knoop																
Carex lasiocarpa	draadzegge	r												+		r	+

Carex paniculata	pluimzegge	2a		+	1	+		+		1	+	r	1	2m	1		
Thalyctrum flavum	poelruit																
Lemna trisulca	puntkroos																
Phragmites australis	riet	2a	3	2b	2a	3	3	2a	2a	2a	1	3	2b	+	1	+	2a
Carex diandra	ronde zegge		+	+		+	r							+	+	+	+
Poa trivialis	ruw beemdgras							r									
Dryopteris carthusiana	smalle stekeelvaren								r								
Filipendula species	spirea (G)																
Carex elata	stijve zegge													+	+	+	+
Chara virgata	teer kransblad			2m					2a				2b				
Myriophyllum alterniflorum	teer vederkruid															r	
Luzula multiflora	veelbloemige veldbies																
Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos																
Epilodium parviflorum	viltige basterdwederik															+	
Comarum palustre	wateraardbei			r										+	+	+	+
Menyanthes trifoliata	watervierblad													r		r	
Mentha aquatica	watermunt		+	r	r	1	+	r			+	1	r	+	r	+	
Rumex hydrolapathum	waterrandspoor			r	r				+							+	r
Lycopus europeus	wolfsvoet	+			+	+					+			r			r
Betula pubescens	zachte berk	+												r			
Alnus glutinosa	zwarte els														+		r

Tabel X.3. Vegetatieopname in de PQ's in vak 60 in 2023 (Hoofdstuk 9).

Table X.3. Vegetation records of the PQ's in vak 60 in 2023 (Chapter 9).

PQ Nr	1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11	13	15	14	16			
Behandeling	Controle			Maaien			Maaisel			Maaien + maaisel			Aanplant controle		Aanplant maaien + maaisel				
Bedekking totaal (%)	90	85	90	90	75	75	85	85	90	85	90	80	80	70	75	80			
Bedekking kruidlaag (%)	80	85	90	70	70	65	85	80	85	70	70	70	70	70	55	70			
Bedekking moslaag (%)	35	5	5	60	10	60	5	10	10	50	30	40	20	10	65	50			
Gem. hoogte (hoge) kruidlaag (cm)	200	230	210	190	180	200	190	180	100	160	170	200	90	180	165	170			
Gem. hoogte lage kruidlaag (cm)	90	100	100	70	80	75	100	90	120	70	100	60	185	120	80	80			
Soort LA	Soort NL			1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11	13	15	14	16
Mossen																			
Plagiomnium species	boogsterrenmos (G)														+				
Nitella flexilis	buigzaam glanswier									2m									
Brachytecium species	2a	2m	2m	3	2a	2a	2a	2a	2m	3	2b	2b	2a	2m	2a	2m			
Aneura pinguis	+		1																
Sphagnum fallax	fraai veenmos						2m			+			r						
Lophocolea bidentata	gewoon kantmos			+						+					+				
Riccardia chamedryfolia	gewoon moerasvorkje									+			+						
Calliergonella cuspidata	2b	2m	2m	2a	2m	2b	2a	2a	2a	2a	2a	2b	2m	2a	3	3			
Sphagnum palustre	gewoon veenmos			+			1			+									
Drepanocladus polygamus	goudsikkelmos			1			2a			+			+		2m				
Scorpidium cossonii	groen schorpioenmos			+			3			2m			+			2b			
Polytrichum species	haarmos (G)									+									
Calliergon cordifolium	hartbladig puntmos			+						+			2a		1				
Calygopeia fissa	moerasbuidelmos			1			+												
Pellia neesiana	moerasplakkaatmos														2m				
Drepanocladus aduncus	moerassikkelmos			1															
Pellia species	plakkaatmos (G)														+				
Amblystegium species	pluisdraadmos (G)			+															
Calliergon giganteum	reuzepuntmos						2b			1			1						
Scorpidium scorpioides	rood schorpioenmos									r			+			+			
Aulacomnium palustre	roodviltmos									r			+						
Sphagnum teres	sparrig veenmos			+									2a			+			
Sphagnum fallax/teres	sparrig/fraai veenmos									2m									
Campylium stellatum	sterrengoudmos												+						
Plagiomnium ellipticum	stomp boogsterrenmos												+						
Fissidens species	vedermos (G)			1									1			1			
Bryum pseudotriquetum	veenknikmos						+						+			+			
Aneura species	vetmos (G)															+			
Vaatplanten																			
Juncus conglomeratus	biezenknoppen						r			r						r			
Solanum dulcamera	bitterzoet			+			r			1									
Scutellaria galericula	r	+		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
Rubus	braam (G)						r												
Carex lasiocarpa	draadzegge												r			+			
Valeriana officinalis	echte valeriaan									+									
Iris pseudacoris	gele lis												1						

PQ Nr		1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11	13	15	14	16
Nuphar lutea	gele plomp				r					r			2a				+
Holcus lanatus	gestreepte witbol				+	+	+				+	+	+	r		+	+
Hypericum tetrapterum	gevleugeld hertshooi			+			1										
Hydrocotyle vulgaris	gewone watersnavel												r				
Salix cinerea	grauwe wilg	+	r		r				+	+					+	r	r
Liparis Loeselii	groenknolorchis																r
Sparganium erectum	grote egelskop			r										r			
Lythrum salicaria	grote kattenstaart	+	r	+	1	r	r	+	r	1	+	+	+	+	+	+	+
Lysimachia vulgaris	grote wederik		+			+	+		+							r	+
Calystegia sepium	haagwinde	+	+	+	+	+	+	r	+	+		1	+		r	+	+
Epilobium hirsutum	harig wilgenroosje						+					r				r	
Calamagrostis canescens	hennegras	1		1	+	+	+	2a	2m	1	+	2m	1	+	1	1	+
Carex pseudocyperus	hoge cyperzegge	r			+								+		+	r	+
Agrostis gigantea	hoog struisgras						1										
Cirsium palustre	kale jonker	+					+	r	+	+	+	r	+				+
Dryopteris crisata	kamvaren	r															
Hypericum quadrangulum	kantig hertshooi					+		r									r
Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet	+	2a	1		+	1		1	+			2a		1	2m	1
Utricularia minor	klein blaasjeskruid									+			2m			2m	1
Lemna minor	klein kroos	+	2m	1	1	+			+	1	+		2m	2m	2m	1	2m
Typha angustifolia	kleine lisdodde	2a	2a	1	2b	+	+	2b	2a	1	2a	+	2a	2b	2b	2a	2b
Berula erecta	kleine watereppe						r										
Eupatorium cannabinum	koninginnekruid	+			+	r	r	+		+	r	r		+	+		
Scirpus lacustris	mattenbies	r															
Peucedanum palustre	melkeppe		+	+	r	+	+		+			+			+	+	+
Stachys palustris	moerasandoorn		r			r						+					
Epilodium palustre	moerasbasterdwederik	r			+	+					+	+	r	+	+	+	+
Pedicularis palustris	moeraskartelblad											+				1	
Lathyrus palustris	moeraslathyrus		r														
Sonchus palustris	moerasmelkdistel	r			+						+					r	
Lotus pedunculatus	moerasrolklaver			r		1	1			2b			+				
Agrostis canina	moerasstruisgras							+			1				1		+
Thelypteris palustris	moerasvaren	3	3	2b	3	3	2b	4	3	3	3	3	3	3	2a	2b	3
Viola palustris	moerasviooltje				+						r						
Galium palustre	moeraswalstro	+	+			r		+	+	+	+	r	1			1	+
Lysimachia thyrsoflora	moeraswederik		+	+	+			+			+						+
Carex acutiformis	moeraszegge		3	3		2b	2a		2b	2a		2b	2b				+
Carex riparia	oeverzegge	1			2a			1		2a	2a		+		3	2b	+
Juncus subnodulosus	paddenrus	+						2a		2b	+	2a	r	2b	1	2b	2a
Cardamine pratense	pinksterbloem				+		r									+	+
Juncus effusus	pitrus							r									
Carex paniculata	pluimzegge	2b		+	1	r	r	+		+	2a		+	+	2a	2a	2b
Lemna trisulca	puntkroos									2m							r
Phragmites australis	riet	2a	3	3	2a	3	3	2a	2b	3	1	3	2b	+	1	1	2b
Carex diandra	ronde zegge						r						r	+		1	+
Drosera rotundifolia	ronde zonnedaas				r						r						
Poa trivialis	ruw beemdgras											+					

PQ Nr		1	5	9	2	6	10	4	8	12	3	7	11	13	15	14	16
Dryopteris carthusiana	smalle stekelvaren											r					
Filipendula species	spirea (G)	+								+							
Carex elata	stijve zegge			+								r		+	+	+	+
Chara virgata	teer kransblad			1			2m		2a				2m				
Myriophyllum alterniflorum	teer vederkruid																+
Luzula multiflora	veelbloemige veldbies																r
Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos						2m	+						1			
Comarum palustre	wateraardbei			r										+	+	+	r
Menyanthes trifoliata	waterdrieblad																r
Mentha aquatica	watermunt		+	+	+	+	+	+				1	+	1	+	+	+
Hydrocotyle species	watersnavel (G)										r						r
Rumex hydrolapathum	waterzuring		r	r			r		+				r				+
Agrostis stolonifera	wit struisgras										+		r				
Lycopus europeus	wolfspoot					+					r			r			r
Betula pubescens	zachte berk	+											r	r	r		
Stellaria palustris	zeegroene muur												+				
Alnus glutinosa	zwarte els	r	r												r		

Bijlage 11: Ondersteunende tabellen van uitgevoerde statistische toetsen voor het maaiselexperiment in vak 60 van de Weerribben (Hoofdstuk 9)

Lichtbeschikbaarheid

Tabel XI.1. Statistische resultaten van de ANOVA voor de vergelijking van de lichtbeschikbaarheid (%) tussen de verschillende behandelingen over tijd.

Table XI.1. Statistical results of the ANOVA for the difference in light availability between the treatments over time.

	df	Sum of Squares	Mean Square	F waarde	p waarde
Behandeling	3	85,55	28,52	3,66	0,03
Jaar	2	17,37	8,69	1,11	0,34
Behandeling:Jaar	6	182,62	30,44	3,91	0,01
Residuals	24	187,02	7,79	NA	NA

Tabel XI.2. Resultaten van de post-hoc Tukey toets voor de vergelijking in lichtbeschikbaarheid (%) tussen de verschillende subgroepen van de behandelingen over tijd. Alleen de verbanden met statistisch significante verschillen ($p < 0,05$) zijn getoond.

Table XI.2. Statistical results of the Tukey post-hoc test for the difference in light availability between the treatments over time. Only statistically different groups ($P < 0.05$) are shown.

Vergelijking	nul waarde	Verskil in lichtbeschikbaarheid	Betrouwbaarheidsinterval		p waarde
			Ondergrens	Bovengrens	
Maaisel-Maaien	0	-4,19	-7,82	-0,56	0,02

Tabel XI.3. Samenvatting (gemiddelde, aantal replica's en standaard deviatie) van de lichtbeschikbaarheid (%) per behandeling en jaar.

Table XI.3. Summary with mean, number of replicas and standard deviation of the light availability over the different treatments and years.

Jaar	Behandeling	Aantal replica's	Gemiddelde	Standaard Deviatie
2021	Controle	3	7,91	1,14
2022	Controle	3	3,64	2,19
2023	Controle	3	1,50	1,12
2021	Maaien	3	3,61	4,28
2022	Maaien	3	9,16	4,49
2023	Maaien	3	9,45	3,04
2021	Maaisel	3	4,78	4,66
2022	Maaisel	3	3,13	1,47
2023	Maaisel	3	1,75	1,26
2021	Maaien + Maaisel	3	2,20	1,10
2022	Maaien + Maaisel	3	8,36	2,55
2023	Maaien + Maaisel	3	5,61	2,30

Bijlage 12: Resultaten van het aanplant experiment in vak 60

Tabel XII.1. Vegetatieopname in de aanplant-PQ's in vak 60 in 2021 (Hoofdstuk 9).

Table XII.1. Vegetation records of the planting-PQ's in vak 60 in 2021 (Chapter 9).

Species	Nr	Scheuten (n)	Hoogte 1	Hoogte 2	Hoogte 3	Blaadjes (n)	Fertiliteit	PQ
Menyanthes trifoliata	1	3	18	17	18	4	Niet fertiel	P13
Menyanthes trifoliata	2	3	23	16	8	3	Niet fertiel	P13
Menyanthes trifoliata	3	1	22			2	Niet fertiel	P13
Menyanthes trifoliata	4	1	17			3	Niet fertiel	P13
Menyanthes trifoliata	5	1	30			2	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	6	4	31	18	13	18	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	7	1	27			6	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	8	3	29	17	10	3	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	9	2	25	18		6	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	10	1	30			5	Niet fertiel	P13
Carex Lasiocarpa	11	3	53	11	40	3	Fertiel	P13
Carex Lasiocarpa	12	1	48			1	Fertiel	P13
Carex Lasiocarpa	13	4	70	70	67	4	Niet fertiel	P13
Carex Lasiocarpa	14	5	55	55	22	5	Fertiel	P13
Carex Lasiocarpa	15	9	57	60	51	9	Niet fertiel	P13
Carex elata	16	6	75	70	70	6	Niet fertiel	P13
Carex elata	17	1	61			1	Niet fertiel	P13
Carex elata	18	1	83			1	Niet fertiel	P13
Carex elata	19	2	71	50		2	Niet fertiel	P13
Carex elata	20	6	81	20	17	6	Niet fertiel	P13
Carex diandra	21	4	70	40	44	4	Fertiel	P13
Carex diandra	22	3	52	19	9	3	Fertiel	P13
Carex diandra	23	5	38	40	36	5	Fertiel	P13
Carex diandra	24	5	49	45	49	5	Fertiel	P13
Carex diandra	25	2	27	51		2	Fertiel	P13
Menyanthes trifoliata	1	1	24			4	Niet fertiel	P14
Menyanthes trifoliata	2	1	18			2	Niet fertiel	P14
Menyanthes trifoliata	3	1	27			3	Niet fertiel	P14
Menyanthes trifoliata	4	1	20			4	Niet fertiel	P14
Menyanthes trifoliata	5	1	18			3	Niet fertiel	P14
Comarum palustre	6	2	20	30		11	Niet fertiel	P14
Comarum palustre	7	1	17			4	Niet fertiel	P14
Comarum palustre	8	4	16	16	10	11	Niet fertiel	P14
Comarum palustre	9	1	36			4	Niet fertiel	P14
Comarum palustre	10	2	15	18		8	Niet fertiel	P14
Carex Lasiocarpa	11	5	68	66	66	5	Fertiel	P14
Carex Lasiocarpa	12	3	42	25	18	3	Fertiel	P14
Carex Lasiocarpa	13	1	36			1	Fertiel	P14
Carex Lasiocarpa	14	3	71	58	54	3	Fertiel	P14
Carex Lasiocarpa	15	2	44	22		2	Fertiel	P14
Carex elata	16	11	74	73	73	11	Niet fertiel	P14
Carex elata	17	5	74	73	73	5	Niet fertiel	P14

Carex elata	18	5	67	70	68	5	Niet fertiel	P14
Carex elata	19	4	75	68	70	4	Niet fertiel	P14
Carex elata	20	7	72	67	68	7	Niet fertiel	P14
Carex diandra	21	3	60	50	48	3	Fertiel	P14
Carex diandra	22	3	60	50	50	3	Fertiel	P14
Carex diandra	23	4	54	48	41	4	Fertiel	P14
Carex diandra	24	4	52	47	47	4	Fertiel	P14
Carex diandra	25	3	58	47	44	3	Fertiel	P14
Menyanthes trifoliata	1	1	36			2	Niet fertiel	P15
Menyanthes trifoliata	2	1	28			2	Niet fertiel	P15
Menyanthes trifoliata	3	1	18			2	Niet fertiel	P15
Menyanthes trifoliata	4	1	24			2	Niet fertiel	P15
Menyanthes trifoliata	5	2	17	17		4	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	6	4	24	37	22	24	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	7	1	48			6	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	8	3	22	24	26	18	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	9	1	28			6	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	10	1	23			5	Niet fertiel	P15
Carex Lasiocarpa	11	2	39	39		2	Fertiel	P15
Carex Lasiocarpa	12	3	38	37	28	3	Fertiel	P15
Carex Lasiocarpa	13	2	15	53		2	Fertiel	P15
Carex Lasiocarpa	14	3	54	42	27	3	Fertiel	P15
Carex Lasiocarpa	15	1	40			1	Fertiel	P15
Carex elata	16	2	6	74		2	Niet fertiel	P15
Carex elata	17	1	66	64	60	1	Niet fertiel	P15
Carex elata	18	1	73			1	Niet fertiel	P15
Carex elata	19	2	60	10		2	Niet fertiel	P15
Carex elata	20	2	70	72		2	Niet fertiel	P15
Carex diandra	21	5	80	65	60	5	Fertiel	P15
Carex diandra	22	4	50	36	33	4	Fertiel	P15
Carex diandra	23	4	50	34	26	4	Fertiel	P15
Carex diandra	24	2	75	52		2	Fertiel	P15
Carex diandra	25	5	55	48	54	5	Fertiel	P15
Menyanthes trifoliata	1	1	34			2	Niet fertiel	P16
Menyanthes trifoliata	2	2	20	12		7	Niet fertiel	P16
Menyanthes trifoliata	3	1	21			4	Niet fertiel	P16
Menyanthes trifoliata	4	1	17			4	Niet fertiel	P16
Menyanthes trifoliata	5	1	24			3	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	6	1	27			4	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	7	4	28	24	30	18	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	8	1	27			5	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	9	1	25			4	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	10	1	27			5	Niet fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	11	2	40	33		2	Fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	12	7	52	48	44	7	Fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	13	3	60	51	52	3	Fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	14	2	49	43		2	Fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	15	2	40	18		2	Fertiel	P16
Carex elata	16	2	44	45	46	2	Niet fertiel	P16
Carex elata	17	3	68	5	5	3	Niet fertiel	P16

Carex elata	18	1	60			1	Niet fertiel	P16
Carex elata	19	1	56			1	Niet fertiel	P16
Carex elata	20	1	56			1	Niet fertiel	P16
Carex diandra	21	5	60	48	48	5	Fertiel	P16
Carex diandra	22	2	46	25		2	Fertiel	P16
Carex diandra	23	4	44	33	35	4	Fertiel	P16
Carex diandra	24	2	37	8		2	Fertiel	P16
Carex diandra	25	2	50	43		2	Fertiel	P16

Tabel XII.2. Vegetatieopname in de aanplant-PQ's in vak 60 in 2022 (Hoofdstuk 9).

Table XII.2. Vegetation records of the planting-PQ's in vak 60 in 2022 (Chapter 9).

Species	Nr	Scheuten (n)	Hoogte 1	Hoogte 2	Hoogte 3	Blaadjes (n)	Fertiliteit	PQ
Menyanthes trifoliata	1							P13
Menyanthes trifoliata	2	1	1.5	9		2	Niet fertiel	P13
Menyanthes trifoliata	3							P13
Menyanthes trifoliata	4							P13
Menyanthes trifoliata	5							P13
Comarum palustre	6	3	21	26	42	9	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	7	1	29			5	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	8							P13
Comarum palustre	9	1	3			7	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	10	2	37	28		11	Niet fertiel	P13
Carex Lasiocarpa	11							P13
Carex Lasiocarpa	12							P13
Carex Lasiocarpa	13							P13
Carex Lasiocarpa	14							P13
Carex Lasiocarpa	15							P13
Carex elata	16	4	105	80	89		Niet fertiel	P13
Carex elata	17	1	29					P13
Carex elata	18	3	68	97	71		Niet fertiel	P13
Carex elata	19							P13
Carex elata	20	1	35					P13
Carex diandra	21							P13
Carex diandra	22	3	48	37	35		Niet fertiel	P13
Carex diandra	23	3	83	93	77		Niet fertiel	P13
Carex diandra	24	1	65				Niet fertiel	P13
Carex diandra	25	1	65	59			Niet fertiel	P13
Menyanthes trifoliata	1							P14
Menyanthes trifoliata	2							P14
Menyanthes trifoliata	3							P14
Menyanthes trifoliata	4	2	18	12		3	Niet fertiel	P14
Menyanthes trifoliata	5	3	28	33	20	12	Fertiel	P14
Comarum palustre	6							P14
Comarum palustre	7	3	38	15	17	12		P14
Comarum palustre	8	1	26			6		P14
Comarum palustre	9							P14
Comarum palustre	10							P14
Carex Lasiocarpa	11							P14
Carex Lasiocarpa	12							P14

Carex Lasiocarpa	13						P14
Carex Lasiocarpa	14						P14
Carex Lasiocarpa	15	2	82	50			P14
Carex elata	16	3	58	77	45		P14
Carex elata	17	3	66	44	41		P14
Carex elata	18	4	55	69	68		P14
Carex elata	19						P14
Carex elata	20	6	20	29	26		P14
Carex diandra	21	2	60	44			P14
Carex diandra	22	3	48	42	25		P14
Carex diandra	23						P14
Carex diandra	24						P14
Carex diandra	25	2	31	72			P14
Menyanthes trifoliata	1						P15
Menyanthes trifoliata	2						P15
Menyanthes trifoliata	3						P15
Menyanthes trifoliata	4						P15
Menyanthes trifoliata	5						P15
Comarum palustre	6	4	48	52	22	15	P15
Comarum palustre	7	1	46			4	P15
Comarum palustre	8	3	36	33	26	27	P15
Comarum palustre	9						P15
Comarum palustre	10						P15
Carex Lasiocarpa	11						P15
Carex Lasiocarpa	12	1	35	57			P15
Carex Lasiocarpa	13	3	85	90	45	Andere pollen	P15
Carex Lasiocarpa	14					Plant eruit	P15
Carex Lasiocarpa	15						P15
Carex elata	16	2	96	102			P15
Carex elata	17	2	88	83			P15
Carex elata	18	1	78				P15
Carex elata	19	8	76	66	64		P15
Carex elata	20	1	67				P15
Carex diandra	21	4	67	65	86		P15
Carex diandra	22	1	97				P15
Carex diandra	23	1	22				P15
Carex diandra	24	2	65	63			P15
Carex diandra	25						P15
Menyanthes trifoliata	1						P16
Menyanthes trifoliata	2						P16
Menyanthes trifoliata	3						P16
Menyanthes trifoliata	4						P16
Menyanthes trifoliata	5						P16
Comarum palustre	6	1	35			5	P16
Comarum palustre	7	3	37	31	21	8	P16
Comarum palustre	8						P16
Comarum palustre	9	3	42	15	15	9	P16
Comarum palustre	10	2	35	35		10	P16
Carex Lasiocarpa	11						P16
Carex Lasiocarpa	12	5	59	69	62		P16

Carex Lasiocarpa	13	3	50	61	32		Fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	14							P16
Carex Lasiocarpa	15	2	70	47				P16
Carex elata	16	8	81	86	77			P16
Carex elata	17							P16
Carex elata	18							P16
Carex elata	19	19	67	65	63			P16
Carex elata	20	2	13	30				P16
Carex diandra	21	11	92	100	95			P16
Carex diandra	22	22	70	69	68			P16
Carex diandra	23	4	51	41	58			P16
Carex diandra	24	7	46	55	57			P16
Carex diandra	25	1	21					P16

Tabel XII.3. Vegetatieopname in de aanplant-PQ's in vak 60 in 2023 (Hoofdstuk 9).

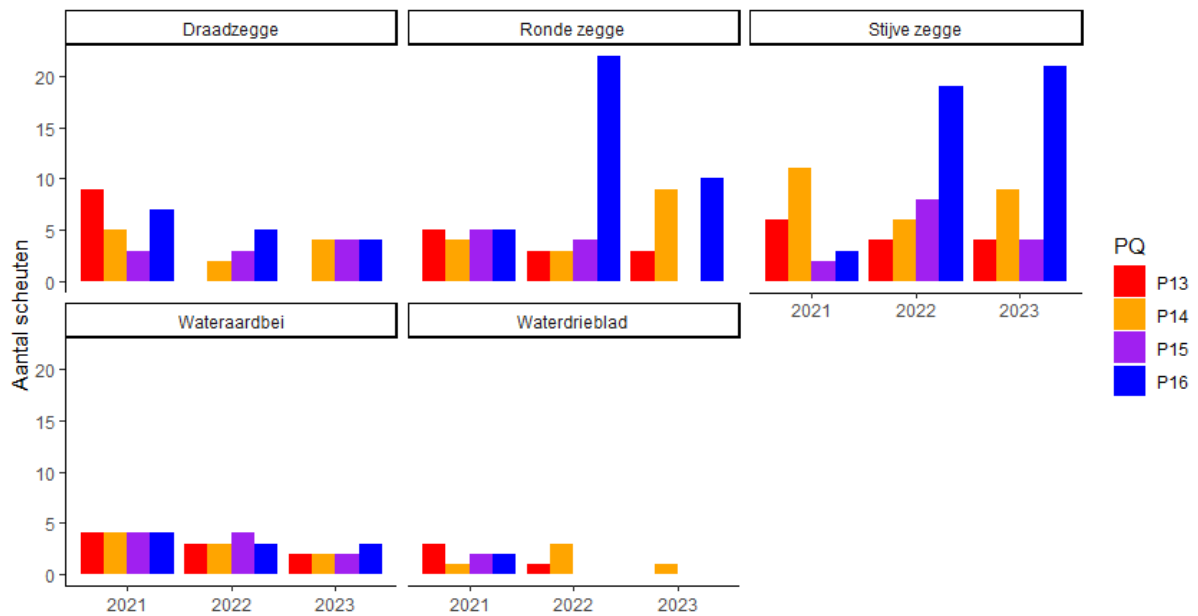
Table XII.3. Vegetation records of the planting-PQ's in vak 60 in 2023 (Chapter 9).

Species	Nr	Scheuten (n)	Hoogte 1	Hoogte 2	Hoogte 3	Blaadjes (n)	Fertiliteit	PQ
Menyanthes trifoliata	1	0						P13
Menyanthes trifoliata	2	0						P13
Menyanthes trifoliata	3	0						P13
Menyanthes trifoliata	4	0						P13
Menyanthes trifoliata	5	0						P13
Comarum palustre	6	1	55			5	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	7	0						P13
Comarum palustre	8	2	15	29		9	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	9	1	43			5	Niet fertiel	P13
Comarum palustre	10	0						P13
Carex Lasiocarpa	11	0						P13
Carex Lasiocarpa	12	0						P13
Carex Lasiocarpa	13	0						P13
Carex Lasiocarpa	14	0						P13
Carex Lasiocarpa	15							P13
Carex elata	16	4	60	64	78	17	Niet fertiel	P13
Carex elata	17							P13
Carex elata	18	4	67	48	41	21	Niet fertiel	P13
Carex elata	19	2	42	53		8	Niet fertiel	P13
Carex elata	20	0						P13
Carex diandra	21	0						P13
Carex diandra	22	0						P13
Carex diandra	23	3	39	41	54	8	Fertiel	P13
Carex diandra	24	2	7	21				P13
Carex diandra	25							P13
Menyanthes trifoliata	1	0						P14
Menyanthes trifoliata	2	1	11			2	Niet fertiel	P14
Menyanthes trifoliata	3	0						P14
Menyanthes trifoliata	4	0						P14
Menyanthes trifoliata	5	0						P14
Comarum palustre	6	2	68	15		12	Niet fertiel	P14
Comarum palustre	7	0						P14

Comarum palustre	8	2	14	54		15	Fertiel	P14
Comarum palustre	9	1	38			7	Niet fertiel	P14
Comarum palustre	10	2	30			7	Niet fertiel	P14
Carex Lasiocarpa	11	0						P14
Carex Lasiocarpa	12	0						P14
Carex Lasiocarpa	13	3	39	24	17	10	Niet fertiel	P14
Carex Lasiocarpa	14	0						P14
Carex Lasiocarpa	15	4	61	45	34	13	Niet fertiel	P14
Carex elata	16							P14
Carex elata	17	2	81	85		9	Niet fertiel	P14
Carex elata	18	9	89	87	82	45	Niet fertiel	P14
Carex elata	19	7	64	64	63	33	Niet fertiel	P14
Carex elata	20							P14
Carex diandra	21	9	70	75	75	22	Fertiel	P14
Carex diandra	22	3	35	63	66	10	Niet fertiel	P14
Carex diandra	23	2	20	23		8	Niet fertiel	P14
Carex diandra	24							P14
Carex diandra	25							P14
Menyanthes trifoliata	1	0						P15
Menyanthes trifoliata	2	0						P15
Menyanthes trifoliata	3	0						P15
Menyanthes trifoliata	4	0						P15
Menyanthes trifoliata	5	0						P15
Comarum palustre	6	2	66	62		13	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	7	1	46			7	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	8	1	63			8	Niet fertiel	P15
Comarum palustre	9	0						P15
Comarum palustre	10	0						P15
Carex Lasiocarpa	11	0						P15
Carex Lasiocarpa	12	4	60	41	56	15	Niet fertiel	P15
Carex Lasiocarpa	13							P15
Carex Lasiocarpa	14	0						P15
Carex Lasiocarpa	15	3	27	62	64	8	Niet fertiel	P15
Carex elata	16	1	46			5	Niet fertiel	P15
Carex elata	17	3	73	87	72	16	Niet fertiel	P15
Carex elata	18	3	84	65	90	15	Niet fertiel	P15
Carex elata	19	4	51	73	28	17	Niet fertiel	P15
Carex elata	20	2	59	45		10	Niet fertiel	P15
Carex diandra	21	0						P15
Carex diandra	22							P15
Carex diandra	23							P15
Carex diandra	24	0						P15
Carex diandra	25	0						P15
Menyanthes trifoliata	1	0						P16
Menyanthes trifoliata	2	0						P16
Menyanthes trifoliata	3	0						P16
Menyanthes trifoliata	4	0						P16
Menyanthes trifoliata	5	0						P16
Comarum palustre	6	1	18			7	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	7	1	24			6	Niet fertiel	P16

Comarum palustre	8	1	8			3	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	9	1	15			2	Niet fertiel	P16
Comarum palustre	10	3	18	25	31	15	Niet fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	11							P16
Carex Lasiocarpa	12	0						P16
Carex Lasiocarpa	13	1	40			3	Niet fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	14	4	31	38	30	13	Niet fertiel	P16
Carex Lasiocarpa	15	4	45	40	27	15	Niet fertiel	P16
Carex elata	16	7	50	50	54	26	Niet fertiel	P16
Carex elata	17	10	94	103	100	65	Niet fertiel	P16
Carex elata	18							P16
Carex elata	19	21	76	74	69	141	Niet fertiel	P16
Carex elata	20	3	58	67	40	16	Niet fertiel	P16
Carex diandra	21	0						P16
Carex diandra	22	0						P16
Carex diandra	23	0						P16
Carex diandra	24	10	70	31	36	34	Niet fertiel	P16
Carex diandra	25	8	53	61	64	41	Niet fertiel	P16

Overzicht van het aantal scheuten van de aangeplante soorten over tijd (2021-2023)



Figuur XII.1. Totaal aantal scheuten van de aangeplante soorten over tijd in de verschillende PQ's van het aanplantexperiment. Hierbij zijn PQ 14 en PQ 16 ook voorzien van maaiseltoediening. Daarnaast zijn deze PQ's gemaaid.

Figure XII.1 Total number of shoots of the planted species in the PQ's of the planting experiment. PQ 14 and PQ 16 were also provided with hay. These PQs were mowed as well.



Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit



OBN Natuurkennis wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12.



Alle publicaties en producten van OBN Natuurkennis zijn te vinden op
www.natuurkennis.nl

