

Literatuurstudie

Effecten van maaimethoden langs watergangen op flora en fauna



Effecten van maaimethoden langs watergangen op flora en fauna - literatuurstudie

Tekst

Lonneke Teunissen, Koen Verhoogt, José Kok & Anthonie Stip

Met medewerking van

Edwin Dijkhuis – FLORON

Maurice La Haye – Zoogdiervereniging

Jinze Noordijk – EIS Kenniscentrum Insecten

Rémon ter Harmsel – RAVON

Rapportnummer

VS2025.001

Projectnummer

P-2024.122

Productie

De Vlinderstichting

Mennonietenweg 10

Postbus 506

6700 AM Wageningen

T 0317 46 73 46

E info@vlinderstichting.nl

www.vlinderstichting.nl

Opdrachtgever

Unie van Waterschappen

Deze publicatie kan worden geciteerd als

Teunissen, L., Verhoogt, K., Kok, J. M., & Stip, A. (2025). *Effecten van maaimethoden langs watergangen op flora en fauna – literatuurstudie*. Rapport VS2025.001, De Vlinderstichting, Wageningen.

Trefwoorden

Maaimethoden – maaibeheer – taluds – flora – fauna – watergangen

Februari 2025



Niets uit deze uitgave mag worden veeleenvoudigden/of openbaar gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van De Vlinderstichting, noch mag het zonder een dergelijke toestemming gebruikt worden voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Inhoud

Samenvatting	4
Effecten van maaimethoden op flora en fauna	4
Effecten van andere drukfactoren	5
Kennishiaten	5
1. Inleiding	7
1.1 Doel literatuurstudie	8
2. Methode	10
3. Effecten maaimethoden op flora en fauna.....	11
3.1 Maaimachines	11
3.2 Maaihoogte	13
3.3 Maai frequentie	14
3.4 Maaidata	15
3.5 Andere procesgangen in het maaiproces.....	17
3.6 Indirecte effecten van maai-beheer op flora en fauna	18
3.7 Gefaseerd maaien	18
4. Effecten van maaimethode, stikstof, gifstoffen en landinrichting op biodiversiteit	29
4.1 Maaimethode en stikstof	29
4.2 Maaimethode en gifstoffen	31
4.3 Maaimethode en landinrichting.....	33
5. Kennishiaten	36
6. Conclusie en adviezen.....	39
6.1 Conclusie	39
6.2 Voorlopig advies maai-beheer watergangen	39
6.3 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek.....	40
7. Literatuurlijst.....	41
Bijlage 1: Zoektermen	52
Zoektermen Hoofdstuk 3	52
Zoektermen Hoofdstuk 4	53

Samenvatting

Met 330.000 kilometer sloten en 6200 km kleine stromende wateren vormen watergangen een aanzienlijk areaal semi-natuurlijk habitat in Nederland. Voor tal van plant- en diersoorten zijn watergangen van essentieel belang. Watergangen worden beheerd door of in opdracht van 21 waterschappen, onder andere door middel van maaibeheer. Zij handelen hierbij volgens de regels van de Gedragscode Soortenbescherming voor de Unie van Waterschappen waarin vrijstellingen zijn opgenomen van verbodsbepalingen in de Omgevingswet. Op deze manier worden de waterschappen onder andere in staat gesteld om de watergangen te maaien (volgens de bepalingen in de gedragscode). De vorige gedragscode liep tot 1 januari 2025 en een nieuwe gedragscode is op het moment van deze literatuurstudie in behandeling bij de Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) voor toetsing en goedkeuring. Er is discussie over het inzetten van de klepelmaaier onder de gedragscode. Op dit moment wordt deze machine in een aantal waterschappen gebruikt om het talud van watergangen eenmaal per twee jaar of vaker te maaien, waarna het maaisel met een transportband op het onderhoudspad wordt gebracht. De vraag is echter of de schade aan de biodiversiteit hierdoor onacceptabel hoog is in verhouding met andere maaimethoden die door de waterschappen zijn voorgesteld als vergelijking, namelijk ofwel het jaarlijks gebruik van een schijvenmaaier ofwel een messenbalk in combinatie met een hark om het maaisel op het onderhoudspad te brengen en vervolgens te klepelen. Deze methoden verschillen op meerdere aspecten (maaimachine, maaifrequentie, andere procesgangen na het maaien). Het is echter niet duidelijk hoe deze methoden zich tot elkaar verhouden wat betreft hun effect op de biodiversiteit. Bovendien ontbreekt inzicht in de relatieve bijdrage van een aantal drukfactoren op biodiversiteit langs watergangen, zoals stikstofdepositie, gifstoffen (vanuit de agrarische en industriële sector) en het algemene landgebruik, ten opzichte van het effect van maaimethoden. Deze literatuurstudie biedt een synthese uit ruim 100 wetenschappelijke artikelen in het Duitse, Franse, Engelse en Nederlandse taalgebied waarin de op dit moment beschikbare kennis over beide vragen wordt samengebracht.

Effecten van maaimethoden op flora en fauna

Over de specifieke situatie langs watergangen in Nederland met opeenvolgende werkgangen van verschillende maaimachines is één niet-peer-reviewed publicatie bekend die de effecten op vogels beschrijft. In deze literatuurstudie is daarom breder gekeken naar de biodiversiteitseffecten van machinekeuze, maaihogte, maaifrequentie, maaidata, aantal procesgangen en fasering in het maaibeheer van het terrestrische deel van watergangen. **Uit een aanzienlijk aantal studies waarin maaimachines worden vergeleken blijkt dat een klepelmaaier voor insecten, reptielen, amfibieën en zoogdieren consequent het grootste directe negatieve effect heeft, gevolgd door de schijvenmaaier en vervolgens door de messenbalk.** De inzet van de messenbalk is qua directe effecten voor fauna dus het minst schadelijk. Hierbij dient opgemerkt te worden dat elke maaimethode gepaard gaat met vervolghandelingen of -werkgangen die tevens effect hebben op biodiversiteit. Er is echter slechts een klein aantal wetenschappelijke studies gevonden die deze effecten integraal beoordelen. **Deze laten zien dat klepelen, ook wanneer integraal beoordeeld, de grootste directe negatieve effect heeft op fauna.** Voor de factoren maaihogte, maaifrequentie en maaidata zijn er minder eenduidige conclusies te trekken. Hoewel het voor sommige soortgroepen iets positiever lijkt te zijn om hoog te maaien, maakt dit voor andere soortgroepen niet uit en is het onduidelijk wat de effecten zijn van hoger maaien op het verschromelen van de vegetatie. Tenminste eenmaal per jaar maaien blijkt gunstig te zijn voor de plantendiversiteit, in ieder geval op voedselrijke bodems, maar voor veel insecten ligt het optimum over het algemeen bij minder frequent maaien, tussen de 1 en 2 keer per jaar. Wanneer het beste moment is om te maaien verschilt per soortgroep, waardoor het lastig is om daar een ideaal moment voor te bepalen omdat er altijd wel een of meerdere soortgroepen benadeeld worden. Wel is het voor veel faunagroepen belangrijk dat er in de winter schuilmogelijkheden zijn, dus dat de vegetatie niet kaal de winter in gaat. **Wat een duidelijk positief effect heeft voor veel faunagroepen is het faseren van maaierwerkzaamheden, zowel in tijd als in ruimte.** Gefaseerd maaibeheer kan een deel van de potentieel negatieve effecten die hierboven worden genoemd voorkomen. De mate van fasering en de schaal waarop dit gebeurt zijn daarbij van belang. Bij taluds langs watergangen is het van belang dat de fasering per talud en op kleine schaal plaatsvindt, zodat de functie als verbindingselement

tussen natuurgebieden niet verloren gaat maar de watergang ook niet als barrière functioneert voor minder mobiele soorten.

Effecten van andere drukfactoren

Onmiskenbaar hebben stikstofdepositie, gifstoffen (hier gefocust op stoffen vanuit de agrarische sector) en de algehele inrichting van het landschap ook effecten op biodiversiteit langs watergangen. Er is voldoende bewijs om aan te nemen dat de biodiversiteit in en rond watergangen negatief beïnvloed wordt door zowel **nutriënten** uit nabijgelegen agrarische percelen alsook via **atmosferische stikstofdepositie** van landbouw, verkeer en industrie. Groenblauwe dooraderingselementen staan onder druk van het steeds voedselrijker worden van het systeem, met gevolgen (veelal negatief) voor het gehele voedselweb in en rond watergangen. Het laten liggen van maaisel, zoals in alle voorgestelde maai-beheerstrategieën door de waterschappen (zie deelvraag 1), heeft echter ook een lokaal verrijkend effect op de vegetatie. Weliswaar wordt maaisel grotendeels van taluds verwijderd, dit komt alsnog op het schouwpad terecht en wordt daar verder niet afgeruimd. Gezien de druk die er toch al op het watergangstelsel is, is er daarom vanuit ecologisch oogpunt reden om het maaisel wel uit het systeem af te voeren, om de lokale verrijking tegen te gaan en de kans te vergroten dat het habitat geschikt blijft of wordt voor inheemse flora en fauna. Hoewel bekend is dat veel **bestrijdingsmiddelen** een negatieve invloed hebben op biodiversiteit, is hun exacte invloed niet tot in detail bekend. Tevens zijn zowel de effecten van een cocktail van middelen (een mix van verschillende soorten bestrijdingsmiddelen die aanwezig is), als de langetermijneffecten nog niet goed onderzocht. Duidelijk is wel dat de (negatieve) effecten van bestrijdingsmiddelen op verschillende plekken in de voedselketen aanwezig zijn en tot verschuivingen in voedselketens en kringlopen van voedingsstoffen kunnen leiden. Maai-beheer met afvoeren van het maaisel kan ervoor zorgen dat de concentraties bestrijdingsmiddelen in het systeem verminderen. Het relatieve effect van bestrijdingsmiddelen op biodiversiteit ten opzichte van het effect van maaimethoden op biodiversiteit is op dit moment niet in te schatten. Hiervoor is meer onderzoek noodzakelijk. De aanwezigheid van vele **verschillende typen landschap** die om een watergang met het daarbij behorende talud liggen, beïnvloeden de soortenrijkdom van de taluds zowel in positieve- als in negatieve zin. Soorten uit die verschillende leefgebieden kunnen zich verspreiden naar- en via de taluds. Ook de drukfactoren van die omliggende gebieden kunnen invloed hebben op de soortenrijkdom en de kwaliteit van het habitat van de taluds. Met goed maai-beheer van de taluds (in termen van machinekeuze, maaihoogte, timing, fasering) kunnen de positieve effecten vanuit de omgeving worden versterkt, terwijl de negatieve aspecten verminderd kunnen worden. Ook verbetert de corridorfunctie van de taluds in geval van goed uitgevoerd maai-beheer. Al met al hebben stikstofdepositie, bestrijdingsmiddelen en intensief landgebruik in algemene zin overwegend negatieve effecten op biodiversiteit in en rond watergangen. Ondanks deze impact is het nog steeds zinvol om met goed maai-beheer (in termen van machinekeuze, maaihoogte, timing, fasering) in het landhabitat van watergangen de impact van deze drukfactoren te verminderen en populaties van planten en dieren toekomst te bieden.

Kennishiaten

Deze literatuurstudie vat de huidige kennis over maaimethoden en hun effecten op biodiversiteit samen. Hieruit ontstaat een consistent beeld dat de directe (negatieve) effecten bij klepelmaaiers het grootst zijn, gevolgd door schijvenmaaiers en messenbalk. Aan een maaimethode zijn veelal meerdere werkgangen gekoppeld die elk een effect hebben. De huidige literatuur biedt slechts enkele studies die deze effecten integraal beoordelen. Uit deze literatuurstudie komen derhalve meerdere kennishiaten naar voren. Over het algemeen blijken de effecten van verschillende typen maaimachines meer onderzocht te zijn voor ongewervelden dan voor vogels, amfibieën, reptielen en zoogdieren. Bovendien is een klein aantal studies meerjarig en zijn er beperkingen voor het type habitat (weinig in watergangen) en de geografische ligging van de onderzoekslocaties (vogels zijn bijvoorbeeld beter onderzocht in de Verenigde Staten dan in Europa). Daarnaast ontbreekt geregeld het inzicht in het effect van het volledige maaisysteem met alle bijbehorende werkgangen. De interactie tussen maaisysteem en mate van fasering en de effecten daarvan op biodiversiteit verdienen eveneens meer onderzoek. Om deze kennishiaten te vullen is meerjarig vervolgonderzoek essentieel. **Dit vraagt om een uitgebreid meerjarig veldexperiment waarin maaimethoden op meerdere aspecten tegelijk systematisch worden vergeleken.** Essentieel aan dat onderzoek is dat het meerdere jaren (10 jaar) zal moeten lopen. Hierin kunnen volledige maaimethoden getest

worden, die bijvoorbeeld verschillen in type maaimachine en opruimtechniek. Tussen elke werkgang worden de verschillende soortgroepen gemonitord en vergeleken tussen maaimethoden en met een controlesituatie. Hierdoor kunnen de individuele effecten van de verschillende werkgangen in kaart worden gebracht, maar kan ook de combinatie van de volledige cyclus worden vergeleken tussen methoden.

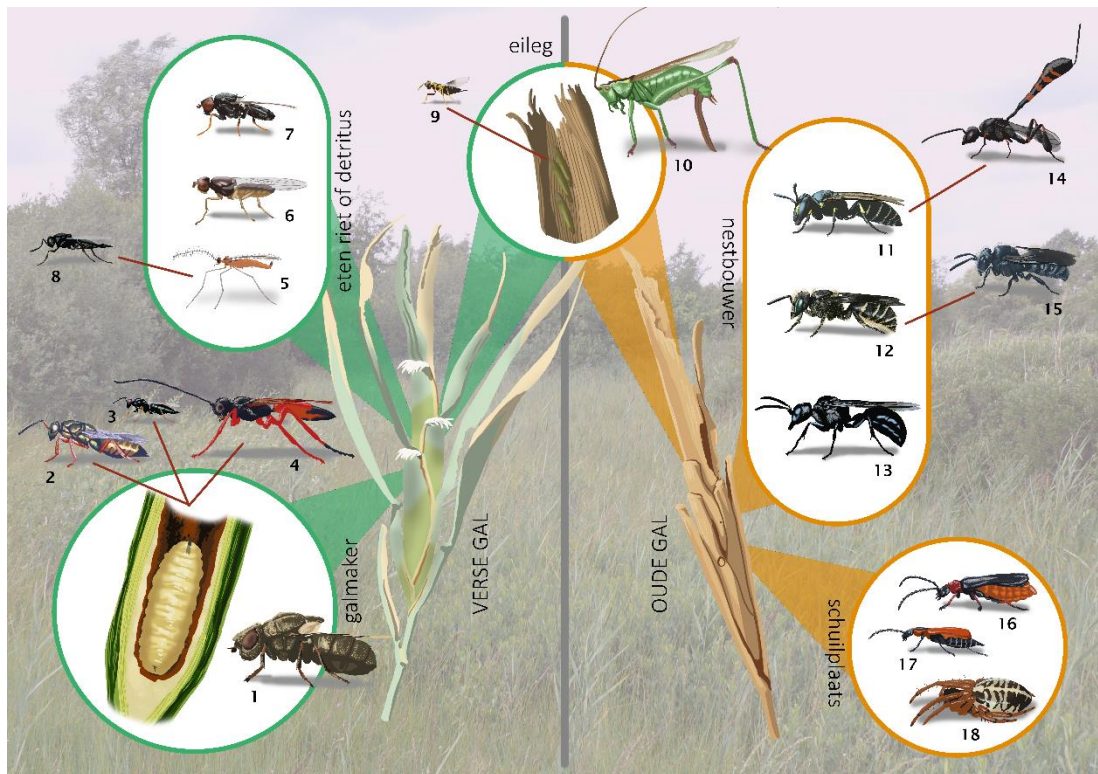
1. Inleiding

Met 330.000 kilometer sloten en 6200 kilometer kleine stromende wateren (CLO, 2021) vormen watergangen in Nederland een aanzienlijk areaal aan semi-natuurlijke habitats. Deze watergangen vormen belangrijke verbindingswegen tussen de veelal kleine en sterk versnipperde natuurgebieden in Nederland. Daarnaast is het belang voor biodiversiteit van de watergangen zelf door de jaren heen toegenomen. Van steeds meer plant- en diersoorten herbergen groenblauwe dooraderingselementen namelijk de resterende populaties buiten natuurgebieden. Denk hierbij aan rietklimmers (een familie loopkevers), in riet nestelende maskerbijen of graslandplanten als pinksterbloem, muizenoor of zandblauwtje. Het belang van watergangen voor natuurkwaliteit is derhalve aanzienlijk (zie bijvoorbeeld Stip & Dijkhuis, 2021).

Er zijn verschillende factoren van invloed op de natuurkwaliteit van watergangen. Verandering in landinrichting en intensivering van landgebruik, gebruik van gifstoffen in onder andere de landbouw en industrie, stikstofuitstoot en klimaatverandering hebben hierin een belangrijke rol. Daarnaast speelt het beheer van watergangen, onder andere ingevuld met maaibeheer, een cruciale rol. Dit (maai)beheer is noodzakelijk om de watergang te laten functioneren voor waterbeheer en waterveiligheid. Ook voor de biodiversiteit langs een watergang is maaibeheer nodig bij afwezigheid van natuurlijke grazers, maar de mate waarin dit positief uitwerkt voor de natuur is sterk afhankelijk van de maaimethode (Humbert et al., 2009; 2012; Piseddu et al., 2021; Tälle et al, 2018). Het relatieve aandeel van deze factoren in het in stand houden van de ecologische functie van de watergangen is nog niet duidelijk.

Ondanks dat het maaibeheer, in verhouding tot veel andere factoren, een heel direct effect heeft op de biodiversiteit, is er nog geen eenduidig kader wat ecologisch gezien het meest optimale beheer is (voor het terrestrische deel) van deze watergangen. Er zijn verschillende factoren die hierin een rol spelen. Zo zijn er directe effecten van het maaibeheer die afhankelijk zijn van de gebruikte machine, de maaihogte, de verwerking en afvoer van het maaisel en de datum en frequentie van het maaien. Deze effecten kunnen ook verschillen per dier- of plantensoort. Een aantal van deze effecten (behalve de datum en maaifrequentie) zijn vast te stellen door de sterfte van de aanwezige dieren na een enkele maaironde te monitoren. Dit is belangrijk omdat de populatiegrootte na maaien groot genoeg moet zijn zodat de populatie zichzelf op termijn in stand kan houden.

Naast dit directe effect, is het ook essentieel om te kijken naar de indirecte effecten die de gevolgen op de biodiversiteit van verschillende maaistrategieën op een langere termijn beïnvloeden. Voorbeelden hiervan zijn het effect van verandering van de bodem en vegetatie op fauna, de mate van verschraving door het maaien (en afvoeren) en interacties tussen organismen. Doordat flora en fauna sterk afhankelijk is van elkaar kan maaibeheer dat de aanwezigheid van een soort bevordert ook weer effect hebben op andere soorten. Een voorbeeld hiervan is de interactie tussen diverse insectensoorten die plaats kan vinden op en rondom de rietsigaargallen van een halmvlieg (*Lipara lucens*; Figuur 1). Deze gallen worden door een vlieg gemaakt in stengels van riet. Wanneer de gallen nog vers zijn worden ze door diverse parasitaire vliegen en wespen bezocht. Oudere gallen in overjarig riet worden weer gebruikt als nestgelegenheid door diverse kever- en bijensoorten en soms ook door hun parasieten. In totaal zijn er tientallen insectensoorten die zo gebruik kunnen maken van de gallen van één vliegensoort (Schreven, 2024). Om de indirecte effecten van maaibeheer en het effect van maaidatum en -frequentie vast te stellen is het van belang om over meerdere jaren dezelfde maaistrategie toe te passen en daarbij veranderingen in populatiedichtheid en soortensamenstelling te monitoren.



Figuur 1: Overzicht van de soorteninteracties in en rondom een gal van de sigaargalmug in vers en oud stadium van de gal. De rode lijnen geven parasitering aan. © Stijn Schreven.

Het beheer van watergangen is dus een manier om biodiversiteit direct en indirect ten positieve te beïnvloeden en zo mogelijk in te zetten om het effect van drukfactoren te verminderen. In Nederland worden watergangen beheerd door of in opdracht van 21 waterschappen. Zij handelen hierbij volgens de regels van de Gedragscode Soortenbescherming voor de Unie van Waterschappen waarin vrijstellingen zijn opgenomen van verbodsbepalingen in de Omgevingswet. Op deze manier worden de waterschappen onder andere in staat gesteld om de watergangen te maaien (volgens de bepalingen in de gedragscode). De vorige gedragscode liep tot 1 januari 2025 en een nieuwe gedragscode is op het moment van deze literatuurstudie in behandeling bij de Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) voor toetsing en goedkeuring. Er is discussie over het inzetten van de klepelmaaier onder de gedragscode, omdat vanwege de directe negatieve effecten op flora en fauna de inzet van deze machine volgens RVO niet te verenigen valt met het doel van de gedragscode. De waterschappen achten de klepelmaaier daartoe wel geschikt. Op dit moment wordt de klepelmaaier in een aantal waterschappen gebruikt om het talud van watergangen minimaal eenmaal per twee jaar te maaien, waarna het maaisel met een transportband op het onderhoudspad wordt gebracht. De vraag is echter of de schade aan de biodiversiteit hierdoor onacceptabel hoog is in verhouding tot andere maaimethoden, namelijk ofwel het jaarlijks gebruik van een schijvenmaaier ofwel een messenbalk in combinatie met een hark om het maaisel op het onderhoudspad te brengen en vervolgens te klepelen. Deze methoden verschillen op meerdere aspecten (maaimachine, maai frequentie, andere procesgangen na het maaien). Het is echter niet duidelijk hoe deze methoden zich tot elkaar verhouden wat betreft het effect op de biodiversiteit.

1.1 Doel literatuurstudie

Deze literatuurstudie is erop gericht om enerzijds meer duidelijkheid te verschaffen in verschillen tussen maaimethoden die ingezet kunnen worden bij het terrestrische deel van watergangen en anderzijds in het effect van maai-beheer ten opzichte van andere factoren (trofie, gifstoffen en landinrichting) die de natuur rond watergangen in Nederland beïnvloeden. Deze informatie wordt vervolgens gebruikt om kennishiaten helder te krijgen, waaruit een advies voor vervolgonderzoek wordt geformuleerd. Na toelichting van de methode achter deze literatuurstudie (H2) wordt hiertoe eerst een overzicht geschetst van het effect van verschillende (terrestrische) maaimethoden en

maaimachines op de sterfte, de populatiedichtheid en de soortensamenstelling van flora en fauna (H3). Daarnaast wordt het belang van de maaimethode voor de biodiversiteit vergeleken met verschillende andere factoren die hier invloed op hebben, namelijk voedselrijkdom, gifstoffen en landinrichting (H4). Vervolgens wordt een overzicht gegeven van de ontbrekende kennis om het effect van verschillende typen maaibeheer te kunnen bepalen (H5) en worden voorstellen gedaan hoe deze kennis zou kunnen worden verkregen (H6). Ten slotte wordt een voorlopig advies geformuleerd voor het maaibeheer van (het terrestrische deel van) watergangen op basis van de op dit moment beschikbare informatie (H6).

2. Methode

In deze literatuurstudie staan de volgende onderzoeksvragen centraal.

Hoofdvraag: Wat is invloed van maaimethoden en -machines op de sterfte, de populatiedichtheid en soortensamenstelling van insecten, andere kleine dieren en planten(zaden)? En wat is daarover nog niet bekend?

De hoofdvraag is onderverdeeld in drie deelvragen, specifiek gericht op de situatie voor waterschappen en gericht op het terrestrische deel van watergangen (het landhabitat):

1. Is er inzicht te geven in de verschillen in sterfte, populatiedichtheid en soortensamenstelling van insecten, andere kleine dieren (kleine zoogdieren, vogels, reptielen en amfibieën) en planten(zaden) bij gebruik van het volgende maaibeheer, uitgaande van maaïen én afvoeren van maaisel uit het werkveld van de machine?
 - Talud maaïen met een schijvenmaaier en het maaisel op het onderhoudspad brengen met een hark. Hierbij wordt een minimale maaifrequentie gehanteerd van een keer per jaar, bij opslag van bomen met maximaal 1 cm dikke stammen. Het maaisel op het pad wordt geklepeld (in verband met de veiligheid van de onderhoudspaden).
 - Talud maaïen met een messenbalk en het maaisel op het onderhoudspad brengen met een hark. Hierbij wordt een minimale maaifrequentie gehanteerd van een keer per jaar, bij opslag van bomen met maximaal 1 cm dikke stammen. Het maaisel op het pad wordt geklepeld (in verband met de veiligheid van de onderhoudspaden).
 - Talud maaïen met een klepelmachine en het maaisel op het onderhoudspad brengen met een transportband. Hierbij wordt een minimale maaifrequentie gehanteerd van een keer per 2 jaar, bij opslag van bomen met maximaal 4 cm dikke stammen. Klepelen van het maaisel op het pad is niet nodig.
2. Hoe bepalend is een maaimethode in verhouding tot andere factoren (trofie, gifstoffen, landinrichting) die de dichtheden en variatie aan insecten, andere kleine dieren en plantenzaden bepalen, uitgaande van een onderhoud gericht op de instandhouding van het juiste habitat?
3. Welke vragen zijn naar inzicht van De Vlinderstichting relevant voor studie/verder onderzoek (wat is er niet bekend)?

Deelvraag 1 wordt uitgewerkt in hoofdstuk 3, deelvraag 2 in hoofdstuk 4 en deelvraag 3 in hoofdstuk 5. Voor de specifieke situatie die beschreven wordt in deelvraag 1 is slecht één niet-peer-reviewed studie beschikbaar (Ottens et al. 2023) die gaat over watergangen en nog één wetenschappelijke studie die integraal een maaimethode voor opeenvolgende werkgangen beoordeelt (Humbert et al. 2010a). Daarom is ervoor gekozen om deze literatuurstudie breder in te steken en de effecten van verschillende maaimethoden (machine, hoogte, fasering, timing etc) op biodiversiteit te beoordelen.

Deze literatuurstudie is tot stand gekomen aan de hand van het onderstaande stappenplan. De auteurs van deze literatuurstudie hebben eerst zelf naar literatuur gezocht. Hierbij zijn de zoektermen die in Bijlage 1 staan vermeld gebruikt op de websites scholar.google.nl, natuurekennis.nl en natuurtijdschriften.nl, de Hydrotheek van STOWA en in de interne bibliotheek van De Vlinderstichting. Verder is er in de referentielijsten van gevonden literatuur gezocht naar andere relevante artikelen. Ook is er gebruik gemaakt van de literatuur aangereikt door de Unie van Waterschappen. Vervolgens is de gevonden literatuur aangevuld met enkele studies verkregen via experts van EIS kenniscentrum insecten (Jinze Noordijk), FLORON (Edwin Dijkhuis) en RAVON (Rémon ter Harmsel), in een hiervoor georganiseerde sessie. Dit resulteerde in 62 artikelen voor hoofdstuk 3 en 85 artikelen voor hoofdstuk 4.

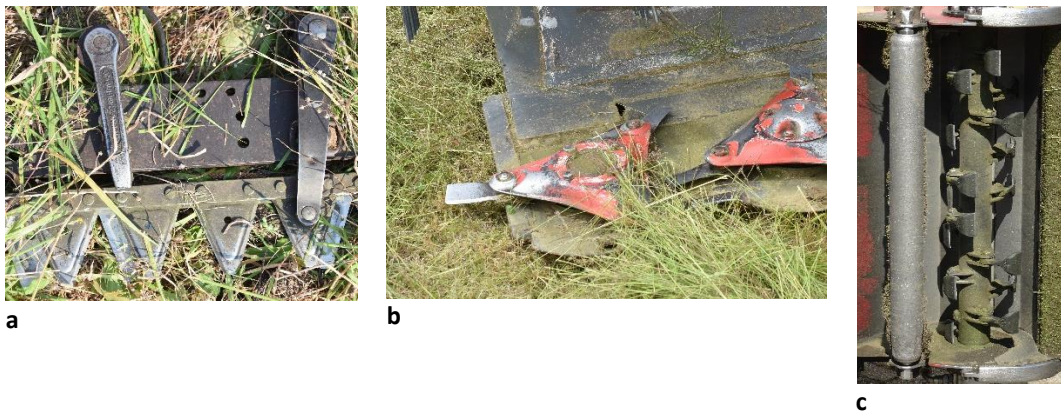
Met de gevonden artikelen is een eerste versie van het rapport opgesteld. Om het tijdpad voor dit rapport compact te houden is de conceptversie gelijktijdig voorgelegd aan experts van EIS Kenniscentrum insecten (Jinze Noordijk), FLORON (Edwin Dijkhuis), RAVON (Rémon ter Harmsel) en de Zoogdierverseniging (Maurice La Haye) en de opdrachtgever voor commentaar, waarna dit is verwerkt in de definitieve versie van dit rapport.

3. Effecten maaimethoden op flora en fauna

Maaien heeft een onvermijdelijk direct nadelig effect op fauna. Hoe groot dit directe effect is, maar ook de grootte van het indirecte effect na jaren van maaien is afhankelijk van de manier van maaien alsook de overige procesgangen die noodzakelijk zijn voor veilig en effectief maaibeheer. Om een overzicht te krijgen van de verschillende effecten van mogelijke vormen van maaibeheer (voor het terrestrische deel van watergangen) worden hier de effecten van verschillende maaimachines op sterfte, populatiedichtheid en soortensamenstelling van flora en fauna besproken. Daarnaast wordt in dit hoofdstuk gekeken naar andere verschillen in het maaiproces die (direct) samenhangen met de gebruikte machines of maaikeuzes die worden gemaakt. Het gaat hierbij om de ingestelde maaahoogte, maaifrequentie, maadata, andere procesgangen in het maaien en gefaseerd maaien. De paragrafen zijn zoveel mogelijk ingedeeld per soortgroep. Met een overzicht van de effecten van alle beïnvloedbare factoren in het maaiproces kan vervolgens een weloverwogen keuze in acceptabel maaibeheer worden gemaakt.

3.1 Maaimachines

Het effect van verschillende maaimachines op de sterfte van faunagroepen is onderzocht in verschillende studies door te kijken naar de sterfte direct na een maaibeurt. We hebben geen studies gevonden naar het langdurige effect van verschillende maaimachines op fauna. Daarom worden hier uitsluitend verschillen in het directe effect dat deze maaimachines hebben op fauna besproken. Voor planten is het niet zinvol om naar het effect direct na het maaien te kijken, maar kan wel na een langere tijd het effect van maaien met verschillende machines op de hergroei van planten en de plantensoortensamenstelling worden bepaald.



Figuur 2: Drie verschillende maaiprincipes bij maaimachines: a) messenbalken die werken met het principe van een tegenmes b) schijvenmaaiers met snel ronddraaiende messen of schijven en c) klepelmaaiers met ronddraaiende klepels. Merk op dat de klepelmaaier tevens op een looprol loopt (links in beeld bij c), hetgeen tijdens klepelmaaibeheer zorgt voor een walseffect. De andere maaiprincipes hebben dit walseffect niet. Foto's Anthonie Stip.

Maaimachines zijn in te delen aan de hand van drie principes waarop ze de vegetatie behandelen (Figuur 2). Maaimachines met een tegenmes knippen de vegetatie met strakke, rechte, sneden. Hieronder vallen de messenbalken. Daarnaast zijn er maaimachines met schijven die met hoge snelheid ronddraaien waardoor de vegetatie wordt afgesneden, zoals de cyclomaaier en de schijvenmaaier. Ze worden in deze studie samengevat onder de term schijvenmaaier. Verder is er de klepelmaaier die de vegetatie niet snijdt maar in kleine stukjes hakselt door middel van een roterende as waaraan 'klepels' (hamers van een bepaalde vorm) bevestigd zijn. Een looprol (aan de achterzijde) is noodzakelijk ter voorkoming van het ingraven van de machine in de bodem. Maaimachines kunnen worden gecombineerd met extra werktuigen om het maaisel te verwerken of af te voeren. Zo worden er zuigers gebruikt om maaisel meteen op te zuigen nadat het is gemaaid zodat het niet blijft liggen. Daarnaast worden conditioners (kneuzers) gebruikt waarbij de vegetatie wordt gekneusd zodat het sneller droogt of verkleind waardoor het beter kan worden afgezogen.

Deze verschillen tussen maaimethoden beïnvloeden het effect van het maaien op de aanwezige flora en fauna.

Het effect van verschillende maaimachines op fauna is het best onderzocht bij **ongewervelden** (14 studies, samengevat in Tabel 1 en weergegeven in Figuur 3). Deze studies wijzen er eenduidig op dat de sterfte van ongewervelden het laagst is bij een messenbalk, gevolgd door schijvenmaaiers, en de sterfte is consistent het hoogst bij klepelmaaiers. Dit wordt zowel gevonden in onderzoeken met wasmodellen als met ongewervelden zelf (ook wanneer je binnen studies vergelijkt waarbij systematisch de machines met elkaar zijn vergeleken, samengevat in Tabel 1). Dat de bevindingen voor wasmodellen en echte insecten vergelijkbaar zijn, sluit ook aan bij een studie die het effect van maaien op wasmodellen vergelijkt met het effect op rupsen. Hieruit blijkt namelijk dat de absolute percentages van 'sterfte' niet exact overeenkomen, maar dat wasmodellen wel geschikt zijn om de relatieve verschillen tussen maaimethoden vast te stellen (Humbert et al., 2010b).

De sterfte onder **amfibieën en reptielen** lijkt over het algemeen wat lager te liggen dan bij de insecten, maar het verschil tussen de maaimachines komt overeen. Wanneer dummymodellen worden gebruikt als maat voor grotere reptielen, dan is te zien dat klepelmaaien alle modellen beschadigt zelfs wanneer de maaihoogte van de klepelmaaier hoger is (10/15 cm) dan de grootte van de modellen (7.9 +/- 0.5 cm en 6.9-8.0 cm) (Erb & Jones, 2011), wat kan doordat (in tegenstelling tot een messenbalk of schijvenmaaier) het effectieve bereik van de roterende as met 'klepels' die de vegetatie hakselen groter is dan alleen de ingestelde maaihoogte (Figuur 2c). Dit onderzoek met modellen suggereert dus dat grotere dieren die niet vluchten ook niet overleven bij gebruik van een klepelmaaier. Het effect van verschillende maaimachines op **zoogdieren** is alleen vergeleken tussen messenbalk en schijvenmaaiers in slechts één studie (Grendelmeier, 2011). Hierin is gevonden dat schijvenmaaiers leiden tot meer schade dan messenbalken bij dummymodellen voor jonge hazen (op jonge leeftijd vluchten hazen niet maar verstijven ze).

Recent zijn er ontwikkelingen gaande om te onderzoeken of aangepaste versies van klepelmaaiers de sterfte van fauna kunnen verminderen. Zo is er een klepelmaaier ontworpen met een andere soort messen en een looprol die niet over de hele lengte de grond raakt maar op drie locaties langs de rol. In een tussentijds rapport over een onderzoek hiernaar in drie wegbermen in Duitsland is bij deze machine onder ongewervelden een sterfte gevonden van 15.6-72.9% in vergelijking met 77.5-89.1% bij een traditionele klepelmaaier (Natur+Text, 2022). Door de grote variatie in sterfte bij de aangepaste klepelmaaier en het gebrek aan statistische toetsing is het nog niet duidelijk hoe groot de toegevoegde waarde van deze machine is voor de biodiversiteit.

Het gebruik van extra onderdelen bij de maaimachine (zuiger of conditioner/kneuzer) is onderzocht bij **insecten en amfibieën**. Voor beide soortgroepen geldt dat deze onderdelen de sterfte vergroten ten opzichte van de maaimachine alleen (details uit meerdere studies staan in Tabel 1).

Hoewel er veel literatuur is over het effect van maaien op **vogels** en hun nesten wordt er weinig gefocust op het type maaimachine dat is gebruikt. We hebben dan ook geen wetenschappelijke studie kunnen vinden die het effect op vogels van verschillende maaimachines met elkaar vergelijkt. Voornamelijk in de Verenigde Staten zijn wel verschillende studies gedaan naar het effect van maaien in het algemeen op vogels (ongeacht de maaimachine). Het gaat hierbij om onderzoeken die zijn uitgevoerd in verschillende habitats, zoals graslanden, akkers, wegbermen en watergangen. Deze studies laten een sterk negatief effect zien op zowel volwassen en jonge vogels en nesten. Wanneer het sterftepercentage wordt bepaald ten opzichte van alle nesten die door de vogels zijn gemaakt varieert dit van 16 tot 36% (Bryan & Best, 1994; Frawley, 1989). Een andere belangrijke factor die nestsucces verlaagt is het leegroven van de nesten door roofdieren (zie 3.6 voor meer informatie over het effect van maaien hierop). Wanneer het directe effect van maaien wordt onderzocht door alleen te kijken naar de actieve nesten op het moment van maaien varieert het sterftepercentage van nesten en jonge vogels van 32 tot 100% (Bollinger et al. 1990; Luscier & Thompson, 2009; Perlut, 2007; Tyler et al., 1998; Voorhees & Cassel, 1980). De sterftepercentages zijn zelfs aanzienlijk (27-65%) voor volwassen vogels, bijvoorbeeld doordat deze bij hun nest blijven wanneer de nakomelingen nog heel jong zijn (Perlut, 2007). De variatie in deze percentages is onder andere afhankelijk van de leeftijd van de vogels (ei, jong, volwassen), soortspecifieke kenmerken

(bijvoorbeeld nestelen op de grond of in de vegetatie) en verschillen in het maaiproces (bijvoorbeeld de volgorde waarin delen van velden gemaaid worden en de maaihogte).

Wat betreft **planten** is er onderzoek gedaan naar effect van het soort maaimachine op de soortensamenstelling en hergroei van planten na maaien. In één experimenteel onderzoek waarin gekeken is naar het effect over 19 jaar werd geen verschil gevonden tussen schijvenmaaiers en klepelmaaiers (waarbij overige omstandigheden vergelijkbaar waren) op de plantensoortensamenstelling wanneer het maaisel niet werd afgevoerd (Parr & Way, 1988). Daarnaast laat een onderzoek naar de hergroei van grassen zien dat dit minder snel gaat na maaien met een klepelmaaier dan een messenbalk bij een lage maaihogte (1.5 inch = 3.81 cm), maar dat er geen verschil is in snelheid van hergroei bij een hoge maaihogte (4.5 inch = 11.43 cm) (Black & Alexander, 1967). Over mogelijke vervilting van de vegetatie na inzet van de klepelmaaier zijn geen wetenschappelijke studies gevonden.

Samenvattend is de grootste sterfte van insecten en grotere dieren zoals amfibieën, reptielen en zoogdieren aangetoond bij gebruik van klepelmaaiers, gevolgd door schijvenmaaiers en het minst door messenbalken. Het effect van verschillende soorten maaimachines op (nesten van) vogels is niet bekend uit de wetenschappelijke literatuur.

3.2 Maaihogte

Verschillende maaimachines maaien de vegetatie op verschillende maaihogten ten opzichte van de grond. Bij veel machines kan deze maaihogte ook naar voorkeur worden ingesteld. Afhankelijk waar fauna zich in de vegetatie bevindt, kan dit verschillende directe effecten hebben op de sterfte. Er zijn zes studies die het effect van verschillende maaihogten vergelijken op de sterfte van verschillende soortgroepen (Tabel 1).

Bij modellen van **ongewervelden** (zowel wanneer deze op de grond lagen of op de hoogte van de maaisnede waren geplaatst) werd geen verschil gevonden in het percentage dat werd beschadigd bij maaien op 5 dan wel 10 cm hoogte voor zowel de messenbalk als schijvenmaaier (Löbber et al., 1994, geciteerd in Humbert et al., 2009). Ook bij **rupsen** (zowel op de grond als in de vegetatie) werd er geen significant verschil gevonden bij maaien met schijvenmaaiers met 6 dan wel 9 cm maaihogte ten opzichte van maaiveld op de sterftepercentages (Humbert et al. 2010b). Zij vonden echter wel een hoger sterftepercentage bij grote **wasmodellen** op de grond en een maaihogte van een schijvenmaaier van 6 cm vergeleken met 9 cm. Geen verschillen werden gevonden bij schijvenmaaiers voor kleine wasmodellen op de grond en zowel grote als kleine wasmodellen in de vegetatie. Bij gebruik van een klepelmaaier was het percentage beschadigde modellen echter wel lager bij een maaihogte van 10 cm vergeleken met 5 cm voor zowel op de grond geplaatste als op maaihogte geplaatste modellen (Löbber et al., 1994, geciteerd in Humbert et al., 2009). Bij **amfibieën** is bij gebruik van een schijvenmaaier (met of zonder conditioner) wel gevonden dat een hogere maaihogte leidt tot minder sterfte (Oppermann, 2007; Oppermann & Claßen, 1998). Ten slotte werd in studies naar modellen van **schildpadden** of **hazen** gevonden dat een hogere maaihogte wel schade vermindert bij messenbalken en schijvenmaaiers, maar dat bij gebruik van klepelmaaiers bij iedere maaihogte (waarbij deze hoger is ingesteld dan de modellen hoog zijn) alle modellen worden beschadigd (Erb & Jones, 2011; Grendelmeier, 2011). Dit verschil kan mogelijk worden verklaard door de looprol van de klepelmaaier die ongeacht de maaihogte nog steeds over de bodem gaat en zo ook schade aanricht onder de maaihogte of doordat het effectieve bereik van de 'klepels' groter is dan de ingestelde maaihogte (zie 3.1).

Daarnaast beïnvloedt de maaihogte de hoeveelheid verschraling, en daarmee de voedselrijkdom, van de bodem wanneer het maaisel wordt afgevoerd. Een groot deel van de gebieden in Nederland waren van nature voedselarm. De inheemse flora en fauna was hieraan aangepast. In de afgelopen decennia is de bodem echter snel voedselrijker geworden door de hoge stikstofdepositie en overbemesting, wat ongunstige effecten heeft op veel inheemse plant- en diersoorten, o.a. doordat enkele snelgroeiende plantensoorten de vegetatie kunnen gaan domineren (zie H4). Er wordt aangenomen dat de verschraling als gevolg van maaien en vervolgens afvoeren gunstig is voor de biodiversiteit doordat het de verrijking kan de bodem gedeeltelijk kan tegengaan. Het is aannemelijk

dat de verschraling groter is bij lagere maaiahogten (meer afvoer van voedingsstoffen), maar het is nog niet onderzocht hoe groot dit effect daadwerkelijk is. Zo leiden maaiahogten van zowel 5 als 10 cm tot hoge afvoer van nutriënten. Hoe groot de extra verschraling is bij een lagere maaiahogte ten opzichte van de totale verschraling is dus nog niet bekend. Overigens is wel gevonden dat de hergroei van grassen minder snel gaat bij een lage maaiahogte (1.5 inch = 3.81 cm) bij het maaien met een klepelmaaier vergeleken met een messenbalk (Black & Alexander, 1967). Bij een hoge maaiahogte (4.5 inch = 11.43 cm) werd echter geen verschil gevonden.

Hoewel er dus nog niet veel onderzoek is gedaan naar het directe effect van maaiahogte van verschillende machines op de fauna, laten de gevonden studies zien dat een hogere maaiahogte de sterfte niet vermindert bij rupsen wanneer er gemaaid wordt met een messenbalk of schijvenmaaier, behalve bij schijvenmaaiers op grote wasmodellen die op de grond liggen, maar mogelijk zijn er wel verschillen bij gebruik van een klepelmaaier. Voor grotere dieren (amfibieën, reptielen en kleine zoogdieren) wordt daarentegen juist wel een effect van maaiahogte gezien bij messenbalken en schijvenmaaiers, maar niet bij klepelmaaiers (ongeacht de grootte van de dieren), waarbij de sterfte bij alle onderzochte maaiahogtes hoog is. Hoe groot het doorwerkende effect van de maaiahogte is op verschraling van de voedselrijkdom in de bodem is nog onbekend.

3.3 Maaifrequentie

De frequentie van maaien heeft verschillende directe en indirecte effecten op de flora en fauna. Hogere frequenties van maaien leiden onvermijdelijk tot hogere sterftecijfers omdat er bij iedere maaironde opnieuw sprake is van directe sterfte. Er zijn echter ook indirecte effecten zoals mogelijke verruiging van de vegetatie, wat niet op alle soorten flora en fauna een gunstig effect heeft (Nijssen et al., 2001) en bij een volledige afwezigheid van maaien (of grazen), zouden watergangen in Nederland dichtgroeien. Dat is niet alleen onwenselijk vanuit oogpunt van waterbeheer en waterveiligheid, maar ook nadelig voor de biodiversiteit (Beltman et al., 2003). Dit suggereert dat er een optimale maaifrequentie is voor het behouden en stimuleren van de biodiversiteit.

Er zijn verschillen tussen soortgroepen hoe de maaifrequentie de diversiteit beïnvloedt. Voor **planten** blijkt een minimale maaifrequentie van één keer per jaar met afvoeren van het maaisel gunstig te zijn voor de soortenrijkdom (Jakobsson et al., 2018; Köhler et al., 2005; Wahlman & Milberg, 2002) en voor het behoud van eventuele orchideeën (Gigon et al., 2010). Verschillende studies laten echter zien dat de optimale maaifrequentie voor plant- of bloemenbiodiversiteit twee keer per jaar maaien (met afvoeren) is (ten opzichte van een keer per jaar: Jakobsson et al., 2018; Köhler et al., 2005; Noordijk et al., 2009; ten opzichte van een keer per jaar of 2 jaar: Van de Haterd et al., 2009, ten opzichte van nul, een, of vijf keer per jaar: Parr & Way, 1988). In Nederland werd dit in ieder geval gevonden voor voedselrijkere gronden, maar werd geen of een kleiner effect van maaibeheer (0, 1 of 2 keer per jaar maaien) gevonden voor voedselarme gronden (Noordijk et al., 2010; Van de Haterd et al., 2009). In Tsjechië werd daarentegen gevonden dat een maaifrequentie van twee tot vier keer per jaar beter was voor de soortenrijkdom van planten dan minder dan twee keer per jaar (Stybarnova et al., 2016). Wat betreft abundantie is de bloemrijkdom in bermen hoger bij meerdere malen per jaar maaien dan bij eenmaal per jaar maaien (en afvoeren) (Noordijk et al., 2009; Stip & Dijkhuis, 2020). Verder leidt één keer per jaar maaien in augustus (in tegenstelling tot twee keer per jaar) tot een hogere zaadproductie in planten (Jantunen et al., 2007).

Slechts enkele studies hebben gekeken naar het effect van maaifrequentie op **ongewervelden** en laten tegenstrijdige resultaten zien. Een studie vond dat bloembezoekende **insecten** in hogere aantallen aanwezig zijn in bermen waar maar één keer per jaar werd gemaaid (en afgevoerd) in vergelijking met meerdere malen per jaar maaien (Stip & Dijkhuis, 2020), terwijl in een andere studie juist meer insecten werden gevonden bij twee keer per jaar maaien (en afvoeren) dan bij jaarlijks of helemaal niet maaien (Noordijk et al., 2009). Daarbij richten Stip & Dijkhuis (2020) zich op meer dan 40 locaties verspreid door Nederland, terwijl de studie van Noordijk et al. (2009) uitgevoerd werd op één wegberm in Limburg. Ook bij **slakken** bleek één keer per jaar maaien samen te gaan met grotere aantallen, maar dan in vergelijking met drie keer per jaar maaien (Everwand et al. 2013).

Bij **zoogdieren** is er alleen gekeken bij verschillende soorten (spits)**muizen** naar het effect van maaifrequentie. Een studie vergeleek hiertoe niet maaïen met om het jaar maaïen, één keer per jaar of twee keer per jaar maaïen (La Haye, 1999). De optimale maaifrequentie was niet voor alle muizensoorten hetzelfde, maar voor meerdere muizensoorten bleek voor zowel de abundantie als voor de verspreiding een extensief maaibeleid (om het jaar maaïen) gunstiger dan niet maaïen of minstens één keer per jaar maaïen. Ook voor de aanwezigheid van verschillende muizensoorten in wegbermen is de meest gunstige maaifrequentie niet consistent. Voor sommige muizensoorten is eenmaal per jaar maaïen gunstiger en voor andere muizensoorten twee keer per jaar maaïen (Van der Reest, 1989).

Het effect van maaifrequentie op dichtheden van **vogels** is niet consistent. Veel studies naar het effect van maaifrequentie op vogels zijn gericht op het maaïen van riet. Een aantal studies laat zien dat de dichtheden van riet- en andere broedvogels in riet hoger zijn wanneer er meer dan een of twee jaar niet gemaaid is, terwijl er geen verdere toename in dichtheden meer is tussen twee tot vijf jaar (Van 't Hoff, 2011) of drie tot zes jaar niet maaïen (Antoniazza et al., 2018). Specifiek voor de roerdomp is op een locatie ook gevonden dat riet één of meerdere jaren niet maaïen de populatiedichtheid blijvend verhoogt, maar op een andere locatie leidde dit alleen in het eerste jaar na het stoppen van maaïen tot een hogere populatiedichtheid en ging dit weer terug naar het oude niveau in de jaren daarna (Poulin et al., 2009). In tegenstelling tot bovengenoemde studies vonden Yang et al. (2021) dat er juist meer vogels zaten in een keer per jaar gemaaid riet vergeleken met om het jaar (of recent) gemaaid riet. Vogelsoorten van grasland verschillen onderling in de maaifrequentie (een keer per jaar of minder frequent) waarbij ze de hoogste abundantie hebben (Dale et al., 1997). Wat betreft soortenrijkdom van vogels in de onderzochte graslanden werd geen consistent verschil tussen de maaifrequenties gevonden over de verschillende locaties.

Er zijn dus tegenstrijdige effecten tussen soortgroepen van maaifrequentie op de aantallen en diversiteit. Voor de **flora** lijkt minimaal een keer per jaar maaïen dus gunstig te zijn voor de diversiteit, maar twee keer per jaar lijkt optimaal te zijn voor voedselrijke gronden. Voor **ongewervelden** is er geen eenduidige conclusie te trekken of een- of tweemaal per jaar maaïen gunstiger is. Voor **muizen** en **vogels** zijn er soortspecifieke verschillen in de maaifrequentie die samenhangen met de grootste dichtheid en aan- of afwezigheid van soorten. We hebben geen onderzoeken kunnen vinden naar het effect van maaifrequentie op andere **zoogdieren en amfibieën en reptielen**.

3.4 Maaidata

Het tijdstip van het jaar waarop wordt gemaaid kan ook zowel directe als indirecte effecten op sterfte, populatiedichtheden en soortensamenstelling hebben, omdat het soortafhankelijk is wanneer in het jaar maaïen het grootste effect heeft. Voor **vogels** is het meest kwetsbare moment het broedseizoen. Daarom zijn er in veel landen richtlijnen om niet te vroeg te maaïen zodat het broedseizoen (lente-zomer) van vogels wordt vermeden. Voor andere diersoorten is de voortplantingstijd echter op een ander moment in het jaar, of is de meest kwetsbare periode een ander stadium van de levenscyclus zoals het ei- en/of larvale stadium voor verschillende **insecten** of het moment in het jaar van grootste activiteit voor **reptielen**. Voor **stuifmeelspecialisten** is de bloeiperiode van **planten** relevant voor de aanwezigheid van voldoende voedsel. Voor **planten** is het dan weer van belang of ze de mogelijkheid hebben gehad om zaden te ontwikkelen.

Bij **ongewervelden** is de beste maaiperiode niet consistent over de soorten, door verschillen in levenscyclus. Een directe vergelijking van verschillende studies is ook lastig doordat ze niet dezelfde maaiperioden hebben onderzocht. Wat wel consistent lijkt te zijn tussen studies is dat later maaïen gunstiger lijkt te zijn voor soortenrijkdom en abundantie. Zo werd er voor **vlinders** gevonden dat de soortenrijkdom en abundantie van wegbermen in Finland lager was wanneer deze werden gemaaid voor half juli dan wanneer het maaïen pas vanaf de laatste week van juli of later werd uitgevoerd (Valtonen et al., 2006). De aantallen waren het laagste wanneer er werd gemaaid in juni. Een studie in het Verenigd Koninkrijk (VK) vindt dat de aantallen **hommels** op de UK Biodiversity Action Plan (BAP) prioriteitenlijst significant toeneemt op zeeweringen waar het beleid is gewijzigd naar jaarlijks

laat maaien, na 15 september, terwijl deze toename niet te zien is wanneer er jaarlijks gemaaid blijft worden in juli of augustus (Gardiner & Fargeaud, 2019). De verklaring van de auteurs hiervoor is dat de nesten die laag bij de grond zijn gemaakt niet of minder worden verstoord bij het late maaien. In Zwitserland werd gevonden dat maaien vanaf 15 juli de dichtheid van **bladhaantjes, sprinkhanen en spinnen** in extensief beheerde weilanden bevordert ten opzichte van maaien vanaf 15 juni (Buri et al., 2016). Later in het jaar maaien in agrarische graslanden had in de meeste gevallen geen en in enkele gevallen een positief effect op de diversiteit aan ongewervelden (Humbert et al., 2012). Voor (wilde en honing)**bijen** werd een (zwak) positief effect gevonden van later maaien (van voor 15 juni naar voor 15 juli) op de abundantie (Buri et al., 2014). Er werd geen effect gevonden op de soortenrijkdom.

In een meta-analyse van een groot aantal studies op verschillende soorten habitats, zoals bermen, kalkgraslanden, natte graslanden of hooilanden, werd voor **planten** gevonden dat in de zomer maaien (juli tot september) ten opzichte van in de lente maaien (voor 1 juli) een positief effect heeft op de plantendiversiteit. Nog later maaien, in de herfst (oktober of november), had juist een negatief effect (Humbert et al., 2012).

Voor **vogels** is de algemene consensus dat vooral vroeg maaien overlevingskansen van nesten ernstig bedreigt. Verschillende studies naar maaibeleid op broedvogels zijn gedaan in de Verenigde Staten. Voor twee soorten **graslandvogels** werd gevonden dat vroeg maaien (voor 11 juni) de overlevingskans van nesten verminderde met 99-100% (Perlut, 2007). De productiviteit van deze graslanden was ook veel lager dan van graslanden die middellaat (tussen 21 juni en 1 juli) of pas laat (vanaf augustus) werden gemaaid, zelfs ook al werden er meer nesten gemaakt en meer eieren gelegd op de vroeg gemaaide graslanden en er nieuwe nesten werden gemaakt na het maaien. Verschillen tussen de maaidata werden ook gevonden wanneer er werd gekeken naar schijnbare overleving: dit percentage was meer dan 25% hoger voor de laat gemaaide graslanden dan voor de andere graslanden en was het laagst voor de vroeg gemaaide graslanden. Dit werd ook gevonden voor andere graslandvogelsoorten (Luscier & Thompson, 2009): vroeg maaien (tussen 26 mei en 16 juni) verlaagde de overlevingskansen van nesten (83% van de nesten werd vernield) en ook de populatiedichtheden ten opzichte van laat gemaaide en niet gemaaide hooilanden, terwijl slechts 4% van de nesten werd vernield in laat gemaaide hooilanden en de populatiedichtheden bleken niet af te wijken van ongemaaide hooilanden. Bovendien werden er geen nieuwe nesten gemaakt nadat er op graslanden was gemaaid, dus er was ook minder tijd voor de vogels om nesten te maken op locaties waar vroeg werd gemaaid. Ook in Canada is gevonden dat laat maaien (vanaf 15 juli in plaats van vanaf 1 juli) gunstiger is voor de productiviteit van vogels die broeden in hooilanden (Dale et al. 1997). Ook in Nederland is het nestsucces van vogels in watergangen lager wanneer er al vroeg gemaaid mag worden (vanaf 1 mei in plaats van vanaf 15 juni), met een nog nadeliger effect wanneer beide taluds in plaats van een enkel talud werd gemaaid (Ottens et al., 2023). Daarentegen werd over het algemeen geen verschil in populatiedichtheid tussen de watergangen gevonden die al vroeg of pas later mochten worden gemaaid, echter was er wel een verschil in soortensamenstelling. Dit lijkt echter (mede) het gevolg te zijn van een samenhang tussen het type beheer en de locatie (en daarbij behorende grondsoort) van de watergangen en het type watergang (bijvoorbeeld de breedte). In studies naar **rietvogels** werd riet gemaaid in de winter, dus buiten het broedseizoen (Antoniazza et al., 2018; Graveland et al., 1999; Poulin et al., 2009; Poulin & Lefebvre, 2002; Valkama et al., 2008; Yang et al., 2021). Hierdoor is het effect van maaien tijdens of rond het broedseizoen op deze groep vogels nog niet duidelijk.

Het effect van maaidata op **kleine zoogdieren, reptielen en amfibieën** is niet direct onderzocht, behalve voor de bosbeekschildpad (*Glyptemys insculpta*) in Canada. Voor deze **schildpad** bleek het moment van maaien ook zeer cruciaal. Tussen eind juni en begin juli bevinden de schildpadden zich op de hooilanden, terwijl ze zich weer naar de rivier hadden teruggetrokken vanaf eind augustus (Saumure et al., 2007). Hierdoor werden alleen dode en gewonde schildpadden gevonden tijdens de vroege maaiperiode (tussen juni en augustus). Bij laat maaien worden de schildpadden dus allemaal gespaard. Ook al hebben we in Nederland geen inheemse schildpadden, toch is dit onderzoek illustratief voor het belang van de ecologie en fenologie van deze soort(groep)en voor de effecten die verschillende maaidata kunnen hebben. Bovendien maakt het tijdstip van maaien op de dag ook nog uit. Voor **insecten** die zich in een vliegend stadium in hun levenscyclus bevinden kan je

bijvoorbeeld het beste maaien voor 7 uur of na 18 uur (Fluri & Frick, 2002). Dit is echter naar verwachting sterk afhankelijk van de ecologie van verschillende soortgroepen en de dagelijkse omstandigheden, zoals de temperatuur. Deze onderwerpen worden hier niet verder besproken, omdat dit buiten de vraag van deze literatuurstudie valt.

Ook al zijn er verschillen tussen soorten wat betreft beste maaitijd, lijkt vroeg in het jaar maaien (voor (half) juli) nadelig te zijn voor de meeste soortgroepen, waaronder de **insecten, planten en vogels**. Voor **amfibieën, reptielen en kleine zoogdieren** is er nog weinig bekend over het effect van maaidatum op de sterfte, populatiedichtheden en soortensamenstelling.

3.5 Andere procesgangen in het maaiproces

De redenen om te maaien en de soort vegetatie die wordt gemaaid bepalen welke stappen na het maaien nog worden uitgevoerd. Wanneer er wordt gemaaid om hooi te oogsten wijken de processtappen af van wanneer er alleen wordt gemaaid om wegen of watergangen vrij te houden en niet voor het maaisel zelf. Hier wordt het effect op de bodem, flora en fauna besproken van een aantal relevante stappen die kunnen worden toegepast bij het maaien van watergangen.

Om hooi sneller te laten drogen gebruiken veel beheerders en boeren een conditioner/kneuzer na het maaien, waarbij het hooi gekneusd wordt. Voor **alle diersoorten** waarbij deze bewerking is onderzocht is gevonden dat het de sterfte vergroot (Tabel 1). Zo vonden Hecker et al. (2022) dat het gebruik van conditioners de sterfte van **ongewervelden** vergrootte van 52 tot 70 %. Ook Humbert et al. vonden dat de sterfte met ongeveer 30% toenam bij gebruik van een conditioner bij diverse soorten ongewervelden (2010a) en voor **rupsen** in de vegetatie (2010b). Deze verhoogde sterfte onder ongewervelden door kneuzen werd ook gevonden door Schoof et al. (2024). Alleen voor rupsen die zich op de grond bevonden was het effect een stuk kleiner (8%). Ook voor **amfibieën** was de schade groter wanneer een conditioner werd gebruikt na het maaien (Licznar, 1999).

Na het maaien kan ervoor worden gekozen om maaisel te laten liggen of af te voeren. Zowel het laten liggen van maaisel kan schadelijke effecten hebben voor de biodiversiteit als de bewerkingen die nodig zijn voor het afvoeren. Wanneer maaisel blijft liggen kan dit zorgen voor een toename van voedingsstoffen in de bodem, wat versterkt wordt naarmate de tijd tot afvoeren langer wordt (Schaffers et al., 1998). Daarnaast kan de duur van het laten liggen een rol spelen bij sterfte doordat het maaisel schuilplaatsen kan bieden en zo dieren kan aantrekken wanneer het langer blijft liggen. Als het dan alsnog wordt afgevoerd, zijn er veel dieren in het maaisel aanwezig die kunnen worden getroffen door het afvoeren. Wanneer maaisel blijft liggen heeft dit een ongunstig effect op de **bodem**. Zo is gevonden dat maaien zonder afvoeren een open zode en slechte doorworteling geeft (Van der Zee, 1992). Dit kan vervolgens effect hebben op het bodemleven en op de soortensamenstelling en -rijkdom van planten, met consequenties voor erosiebestendigheid. Zo werd er een lagere diversiteit aan **planten** gevonden wanneer er niet werd afgevoerd vergeleken met het wel afvoeren van maaisel (Parr & Way, 1988; Van de Haterd et al., 2009). Wanneer de tijd tot het afvoeren toeneemt, vermindert bovendien het verschrallende effect van maaien op de bodem (Schaffers et al., 1998).

Maaisel kan worden afgevoerd door het op te zuigen of door het van de bodem te schrapen. Wanneer maaisel bijeen is geharkt kan het ook worden geperst in balen. Zowel het zuigen (Tabel 1) als het harken vergroten het letsel van verschillende soortgroepen nog bovenop het maaien zelf. Zo werd gevonden dat het harken en balen van maaisel de mortaliteit van **insecten** met 26% verhoogt (Humbert et al., 2010b) en die van de bobolink, een **graslandvogel** die voorkomt in Amerika, met 10% (Bollinger et al., 1990). Het harken en afvoeren alleen (zonder het maaien mee te nemen) zorgde voor een schade van 69-70% aan dummymodellen van **hazen** (Grendelmeier, 2011). Voor **amfibieën** werd geen significante toename in sterfte gevonden na afvoeren ten opzichte van maaien alleen (Licznar, 1999). De verschillen tussen deze manieren van afvoeren zijn nog niet systematisch onderzocht.

Ook de tijd tussen het maaien en afvoeren heeft effect op de biodiversiteit. Zo is de overleving bij **sprinkhanen** (mobiele dieren) hoger (respectievelijk 7 en 21% na gebruik van een klepelmaaier of

cyclomaaier) bij maaisel later afvoeren dan bij maaisel meteen afvoeren met een zuiger (Richner et al., 2019). Daarentegen werd in dezelfde studie gevonden dat dummies (model voor niet mobiele insecten) een hoger schadepercentage hadden bij het later afvoeren dan bij het meteen afvoeren.

Samenvattend, kneuzen (conditioner) heeft voor verschillende soortgroepen een nadelig effect bovenop het maaien. Maaisel afvoeren is gunstig voor de bodem en voor de soortenrijkdom en de samenstelling van de vegetatie. Afvoeren vergroot echter voor veel soortgroepen de sterfte bovenop het maaiproces zelf. Het is nog niet duidelijk welk effect het tijdelijk laten liggen van maaisel heeft op de sterfte, of de duur van het laten liggen van maaisel nog uitmaakt, en welke methode van afvoeren het minst schadelijk is.

3.6 Indirecte effecten van maaibeheer op flora en fauna

Maaien heeft niet alleen een direct effect op flora en fauna door planten af te snijden of door schade aan de fauna, maar heeft ook een indirect effect. Zo kan maaien leiden tot veranderingen van bodemstructuur en toegang tot licht, wat effect kan hebben op flora. Dit kan dan weer effecten hebben op insecten en andere dieren via bijvoorbeeld een andere plantensamenstelling, veranderingen in microklimaat en vervolgens weer door interacties tussen dieren.

Om iets te kunnen zeggen over het indirecte effect van maaibeheer op flora en fauna zijn meerjarige onderzoeken nodig waarbij consistent hetzelfde maaibeheer is toegepast. Hierbij moeten verschillende typen maaibeheer op verschillende locaties kunnen worden gevolgd om er zo vergelijkingen tussen te kunnen maken. Er zijn tot nu toe nauwelijks langdurige studies naar maaibeheer gedaan. Wel kan er ook al wat over indirecte effecten op **vogels** worden afgeleid uit korter durende studies. Zo werden voor vogels de onderzochte nesten ook nog na het maaien gemonitord (Bollinger et al., 1990). Hieruit bleek dat de sterfte van vogels na maaien werd vergroot doordat 24% van de nesten niet overleefde doordat ze na het maaien werden verlaten door de ouders, terwijl geen van de nesten voor het maaien was verlaten. Ook bleek sterfte door roofdieren verhoogd te zijn, van 5% voor het maaien naar 32% in de eerste twee dagen na het maaien. Dit laatste effect werd ook gevonden voor **rietvogels** bij het maaien van riet in de Weerribben waarbij sterfte door roofdieren met ongeveer 100% toenam op locaties waar werd gemaaid vergeleken met ongemaaide locaties (Valkama et al., 2008). De verhoogde sterfte door roofdieren na maaien is te verklaren doordat er minder schuilplaatsen zijn wanneer er is gemaaid. Daarnaast is voor **zandhagedissen** gevonden dat ze langer in hun schuilplaats verblijven nadat er gemaaid is waardoor hun actieve periode wordt verkort (Mayer & Elmiger, 2014; NLWKN, 2015, geciteerd in Blanke, 2019).

Hoewel er dus nog weinig bekend is over indirecte effecten van maaibeheer op flora en fauna, wijzen de beschikbare studies wel uit dat de effecten van maaien (in ieder geval op vogels) veel verder reiken dan de directe schade van het maaien, bijvoorbeeld door verlating van nesten en het verdwijnen van schuilplaatsen tegen roofdieren. Meerjarige onderzoeken zijn nodig om meer zicht te krijgen op de indirecte effecten van verschillende typen maaibeheer.

3.7 Gefaseerd maaien

Hoewel aanpassingen van maaitechnieken zoals maaitype of maaihogte kunnen helpen om de negatieve invloed van maaien op fauna te verminderen, blijkt dat maaien zelf het meest substantiële negatieve effect heeft, in vergelijking met bijvoorbeeld egaliseren van land en begrazing, in ieder geval op soortenrijkdom en abundantie van **geleedpotigen** (Berger et al., 2024). Een aantal indirecte negatieve effecten van maaibeheer op de overlevende fauna na een maaironde kan worden verminderd wanneer een deel van de vegetatie blijft staan. Zo kan deze vegetatie dienen als voedselbron of schuilplaats (zie ook 3.6). Daarnaast creëren deze overblijvende stukken verschillende microklimaten (Stip & Wallis de Vries, 2024). Naast faseren in maailocatie, heeft ook faseren in maadata een gunstig effect op het behoud van **bestuivers** doordat dit voorkomt dat er op enig moment in het jaar een tekort is aan bloemen als voedselbron (Johansen et al., 2019).

Een studie heeft het effect van gefaseerd maaien op de vegetatie onderzocht (Stip & Wallis de Vries, 2024). Hier werd gebruik gemaakt van sinusmaaien, een specifieke vorm van gefaseerd maaien. Er werd geen verschil in plantensoortenrijkdom gevonden tussen percelen waar sinusmaaien werd toegepast vergeleken met jaarlijks volledig maaien over ruim vijf jaar. Wel ontstond er een grotere temperatuurvariatie (als gevolg van structuurvariatie) bij sinusmaaien ten opzichte van volledig maaien en werden hogere aantallen bloemen van vlinderbloemigen gevonden, maar was er geen verschil gevonden tussen de maaimethoden in het totale aantal bloemen. Ook was er geen verschil gevonden in verruiging tussen sinusmaaien en volledig maaien, noch in bedekking noch in stikstofgetal van de vegetatie. Het gefaseerd maaien was in deze studie uitgevoerd met meanderende maaipaden, het maaisel werd afgevoerd en ongeveer 40% van het perceeloppervlak ging ongemaaid de winter in. Het is nog niet duidelijk wat het effect van fasering in maaibeleid is op flora wanneer het gevolg van fasering in maaibeleid is dat sommige terreindelen meerdere jaren blijven staan. Dit is vooral relevant in het kader van de bevinding dat ten minste eenmaal per jaar maaien gunstiger is voor de soortenrijkdom van planten (zie 3.3). Verder zijn er wel aanwijzingen gevonden door Stip & Dijkhuis (2022) dat verruiging kan optreden in één jaar overstaande vegetatie na sinusmaaien, maar dit is niet statistisch getoetst.

Het effect van gefaseerd maaien op fauna is alleen onderzocht voor **ongewervelden**. Zo werd bij sinusmaaien, een specifieke vorm van gefaseerd maaien, een hogere biomassa van overwinterende ongewervelden, een groter aantal eitjes van het oranjetipje, een hogere abundantie van de graslandsoort bruin zandoogje en van wilde bijen en een hogere soortenrijkdom van zweefvliegen gevonden ten opzichte van compleet gemaaide graslanden (Stip & Wallis de Vries, 2024). Ook bij andere soorten gefaseerd maaien werd direct na een maaironde een hoger overlevingspercentage van diverse soorten ongewervelden gevonden wanneer stroken oud gras blijven staan (Handke et al., 2011). Dit wordt ondersteund door de bevinding dat de dichtheid van **sprinkhanen en kreken** sterk afneemt in gemaaide gebieden maar verdubbelt in schuilplaatsen die blijven staan, wat suggereert dat sommige individuen actief verplaatsen om te ontsnappen aan de maaimachine (Humbert et al., 2012). Ongemaaide delen vegetatie moeten dan wel bereikbaar zijn voor de aanwezige fauna.

Ook op langere termijn heeft gefaseerd maaien een positief effect. Zo neemt de abundantie en soortenrijkdom van **wilde bijen** (zowel onmiddellijk als cumulatief over jaren) en **mieren** toe bij gefaseerd gemaaide vergeleken met volledig gemaaide plots (bijen, 10-20% ongemaaid, Buri et al., 2014; mieren, 10-25% ongemaaid, Wallis de Vries & Knotters, 2000). Daarnaast was er voor de meeste **vlindersoorten** en andere **geleedpotigen** een sterkere associatie met gefaseerd gemaaide weiden dan met volledig gemaaide weiden (Cizek et al., 2012). Valtanen et al. (2006) deden in Finland een studie naar het effect van verschillende maairegimes op **dagvlinders en nachtvlinders** in wegbermen. Uit dit onderzoek blijkt dat bij het jaarlijks maaien van bermen in het einde van de zomer en bij mozaïekachtige maairegimes, zoals gedeeltelijk maaien (geen cijfers over het aandeel van de vegetatie dat blijft staan), de soortenrijkdom van Lepidoptera, de diversiteit van dagactieve nachtvlinders en de abundantie van dagvlinders hoger was dan bij bermen die midden in de zomer werden gemaaid. Voor aanbevelingen over het aandeel van vegetatie dat zou moeten blijven staan bij een maaibeurt kan worden gekeken naar het keurmerk Kleurkeur voor ecologisch beheer (Groenkeur & De Vlinderstichting 2023).

Wanneer hele bermen daarentegen volledig worden gemaaid kan dit zelfs catastrofale effecten hebben op het voortbestaan van soorten. Zo is recent (2024) het **donker pimperlblauwtje** uitgestorven in Nederland. Deze dagvlindersoort zat alleen nog in een wegberm in Limburg. Doordat deze wegberm een aantal jaren geleden per abuis volledig is gemaaid in de vliegtijd van de vlinder was de populatie zodanig gedecimeerd dat ze niet meer heeft kunnen herstellen met als gevolg dat de soort is uitgestorven uit Nederland. Gefaseerd maaien kan het effect van dit soort ongelukkige, maar rampzalige, fouten aanzienlijk verminderen.

Voor **zoogdieren** zijn er ook aanwijzingen dat gefaseerd maaien een gunstig effect kan hebben op soortenrijkdom doordat er bijvoorbeeld verschillen zijn tussen **muizen** in geprefereerde vegetatiehoogte en -structuur. Fasering in maaibeleid kan deze verschillen microklimaten stimuleren. Daarom zijn er ook voor muizen aanbevelingen gedaan om gefaseerd te maaien (Van

der Reest, 1989). We hebben echter geen onderzoek gevonden waarin de effecten van gefaseerd en volledig maaien op deze soortgroep direct met elkaar zijn vergeleken.

Bij gefaseerd maaien ontstaat er meer variatie in microklimaten en wordt het bloemaanbod van vlinderbloemigen verhoogd. Ook heeft het zowel positieve directe als indirecte effecten op de overleving, abundantie en soortenrijkdom van ongewervelden. Voor planten blijkt gefaseerd maaien met afvoeren geen effect te hebben op de soortenrijkdom wanneer geen vegetatiedelen langer dan een jaar blijven staan. Het effect van gefaseerd maaien op andere soortgroepen is nog niet systematisch onderzocht. Naast het type maaimachine, de maaihoogte, -frequentie en -data is dus het aandeel van de vegetatie dat wordt gemaaid een belangrijke factor in het effect van het maaiproces op de biodiversiteit.

Tabel 1. Sterftepercentage per maaimethode en soortgroep. Wanneer er in een publicatie verschillende maaihoogten zijn gebruikt of er een andere relevante uitsplitsing is gedaan in het onderzoek, dan zijn er meerdere rijen in de tabel gemaakt voor een artikel. Als zowel het totaal als een uitsplitsing apart worden vermeld in de tabel, dan zijn de uitgesplitste gegevens in grijs in plaats van zwarte letters.

		Sterfte bij de volgende machines (%)							
Publicatie	Soortgroep	Cyclomaaier/ schijvenmaaier	Messenbalk	Klepelmaaier	Cyclomaaier/ schijvenmaaier met Zuiger	Messenbalk met zuiger	Klepelmaaier met zuiger	Schijvenmaaier met conditioner	Maaihoogte (cm)
Humbert et al. (2010a)	Diverse soorten ongewervelden	21	13					57	
Löbbert et al. (1994), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Rupsen	16	18	77					5-10
Humbert et al. (2010b)	Rupsen (in vegetatie)	39	21					69	6
Humbert et al. (2010b)	Rupsen (op grond)	35	19					43	6
Humbert et al. (2010b)	Rupsen (in vegetatie)	42							9
Humbert et al. (2010b)	Rupsen (op grond)	30							9
Wallis de Vries (1998)	Rupsen	56		94	91				5
Hemmann et al. (1987)	Wantsen imago's		52.3	79.9	94.0				
Hemmann et al. (1987)	Wantsenlarven		17.4	40.7	25.6				
Hemmann et al. (1987)	Meelwormen		15.6	59.7	29.9				
Richner et al. (2019)	Sprinkhanen		32.8	60.9		79.0	77.9		
Oppermann et al. (2000), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Sprinkhanen	21	9					34	7-10
Wilke (1992), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Sprinkhanen	30	6						6

		Sterfte bij de volgende machines (%)							
Publicatie	Soortgroep	Cyclomaaier/ schijvenmaaier	Messenbalk	Klepelmaaier	Cyclomaaier/ schijvenmaaier met Zuiger	Messenbalk met zuiger	Klepelmaaier met zuiger	Schijvenmaaier met conditioner	Maaihoogte (cm)
Wilke (1992), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Sprinkhanen	30							3
Gardiner (2006), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Chorthippus parallelus (Ortho.)	59							
Gardiner (2006), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Chorthippus spp. nymph (Ortho.)	32							
Blodgett et al. (1995), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Epicauta occidentalis (Coleo.)		4					21	
Frick & Fluri (2001), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Honingbij	5						35-62	
Kraut (1995), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Insecten en spinnen	25	25	33					
Wasner (1987), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Geleedpotigen (9 groepen)						55		
Richner et al. (2019)	Insect wasmodellen* (op grond)		23.9	51.3		43.3	50.7		
Richner et al. (2019)	Insect wasmodellen* (in vegetatie)		10.0	89.4		49.0	94.8		
Löbbert et al. (1994), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Insect wasmodellen op de grond	2	7	49					5

		Sterfte bij de volgende machines (%)							
Publicatie	Soortgroep	Cyclomaaier/ schijvenmaaier	Messenbalk	Klepelmaaier	Cyclomaaier/ schijvenmaaier met Zuiger	Messenbalk met zuiger	Klepelmaaier met zuiger	Schijvenmaaier met conditioner	Maaihoogte (cm)
Löbbert et al. (1994), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Insect wasmodellen op de grond	2	2	8					10
Löbbert et al. (1994), geciteerd in Humbert et al (2009)	Insect wasmodellen op hoogte van de snede	27	5	82					5
Löbbert et al. (1994), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Insect wasmodellen op hoogte van de snede	24	4	52					10
Löbbert et al. (1994), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Insect wasmodellen op 20 cm	5	1	81					5-10
Aartsma et al. (2024)	Insect wasmodellen op grond	12	8	57	38	30			6
Aartsma et al. (2024)	Insect wasmodellen op grond	12	8		20				15
Aartsma et al. (2024)	Insect wasmodellen op 10 cm	17	32	70	73	57			6
Aartsma et al. (2024)	Insect wasmodellen op 10 cm	27	14		74				15
Aartsma et al. (2024)	Insect wasmodellen op 20 cm	12	8	71	87	58			6

		Sterfte bij de volgende machines (%)							
Publicatie	Soortgroep	Cyclomaaier/ schijvenmaaier	Messenbalk	Klepelmaaier	Cyclomaaier/ schijvenmaaier met Zuiger	Messenbalk met zuiger	Klepelmaaier met zuiger	Schijvenmaaier met conditioner	Maaihoogte (cm)
Aartsma et al. (2024)	Insect wasmodellen op 20 cm	30	23		78				15
Liczner (1999)	Amfibieën (alle)	4-12						15.6	
Liczner (1999)	Amfibieën (< 3 cm)	2.8-7.4						0.0	
Liczner (1999)	Amfibieën (≥ 3 cm)	14.4-16.9						29.0	
Oppermann et al. (2007)	Amfibieën (alle groottes samen)		13					21	8
Oppermann et al. (2007)	Amfibieën (< 3 cm)		7					12	8
Oppermann et al. (2007)	Amfibieën (≥ 3 cm)		14					24	8
Oppermann et al. (2007)	Amfibieën (alle)							5	12
Oppermann & Claßen (1998)	Amfibieën	27-28	10						7-8
Oppermann & Claßen (1998)	Amfibieën	19							10
Oppermann & Claßen (1998)	Amfibieën	5							12
Claßen et al. (1996), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Amfibieën	27	10						7-8
Claßen et al. (1996), geciteerd in Humbert et al. (2009)	Amfibieën	19							10

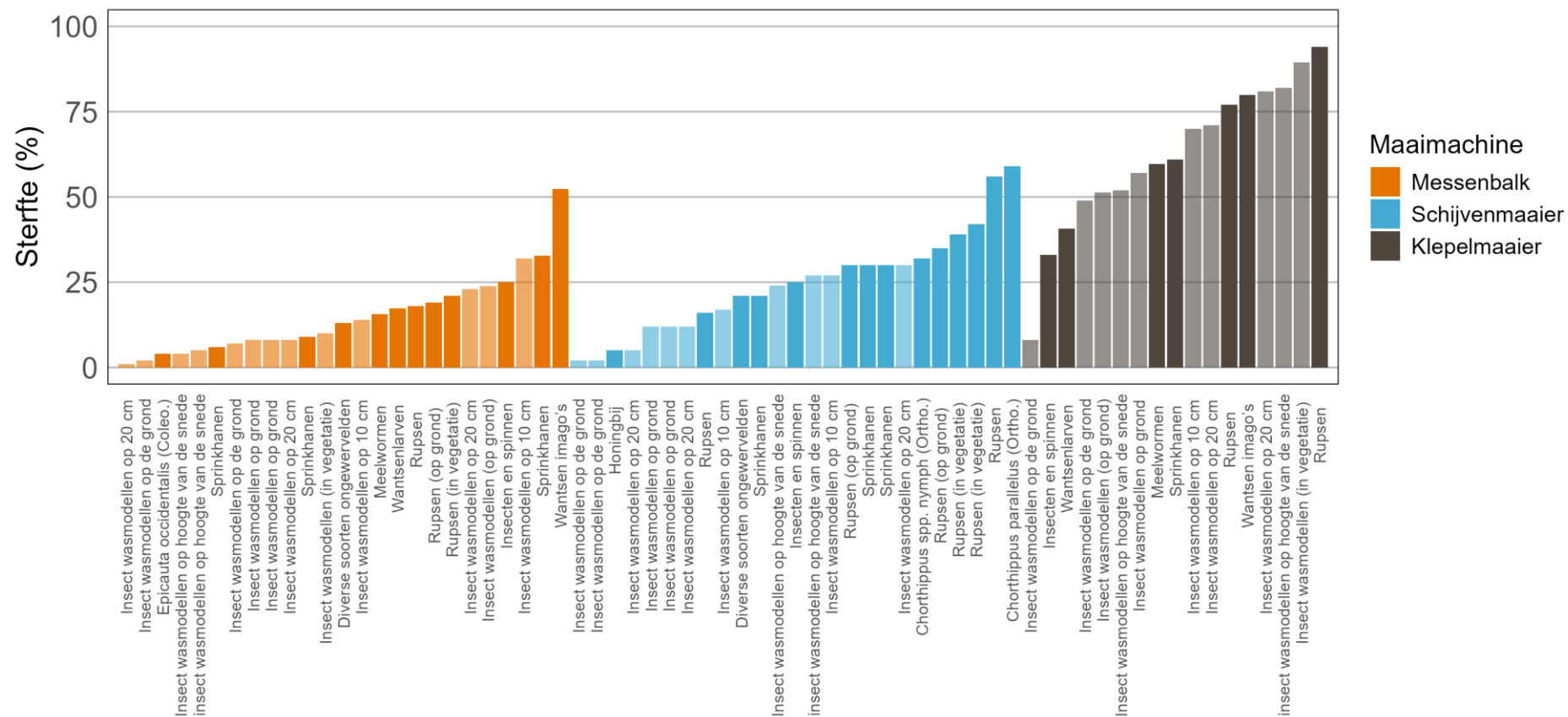
		Sterfte bij de volgende machines (%)							
Publicatie	Soortgroep	Cyclomaaier/ schijvenmaaier	Messenbalk	Klepelmaaier	Cyclomaaier/ schijvenmaaier met Zuiger	Messenbalk met zuiger	Klepelmaaier met zuiger	Schijvenmaaier met conditioner	Maaihoogte (cm)
Oppermann et al. (2000), geciteerd in Humbert et al (2009)	Amfibieën		13					21	8
Saumure et al. (2007)	Schildpad (Glyptemys insculpta)	10-18***	0***						
Erb & Jones (2011)	Schildpadmodellen (pompoenen en kolen, op maat gemaakt) Exc. Letsel	50	0	100					10
Erb & Jones (2011)	Schildpadmodellen (pompoenen en kolen, op maat gemaakt) Exc. Letsel	0-36		100					15
Erb & Jones (2011)	Schildpadmodellen (pompoenen en kolen, op maat gemaakt) Exc. Letsel	12.5							19
Tyler et al. (1998)	Vogels (jongen)	32-55							≤ 5
Grendelmeier (2011)	Hazenmodellen**	100	100					100	4
Grendelmeier (2011)	Hazenmodellen**	74	56					72	8
Grendelmeier (2011)	Hazenmodellen**	0	0					0	12

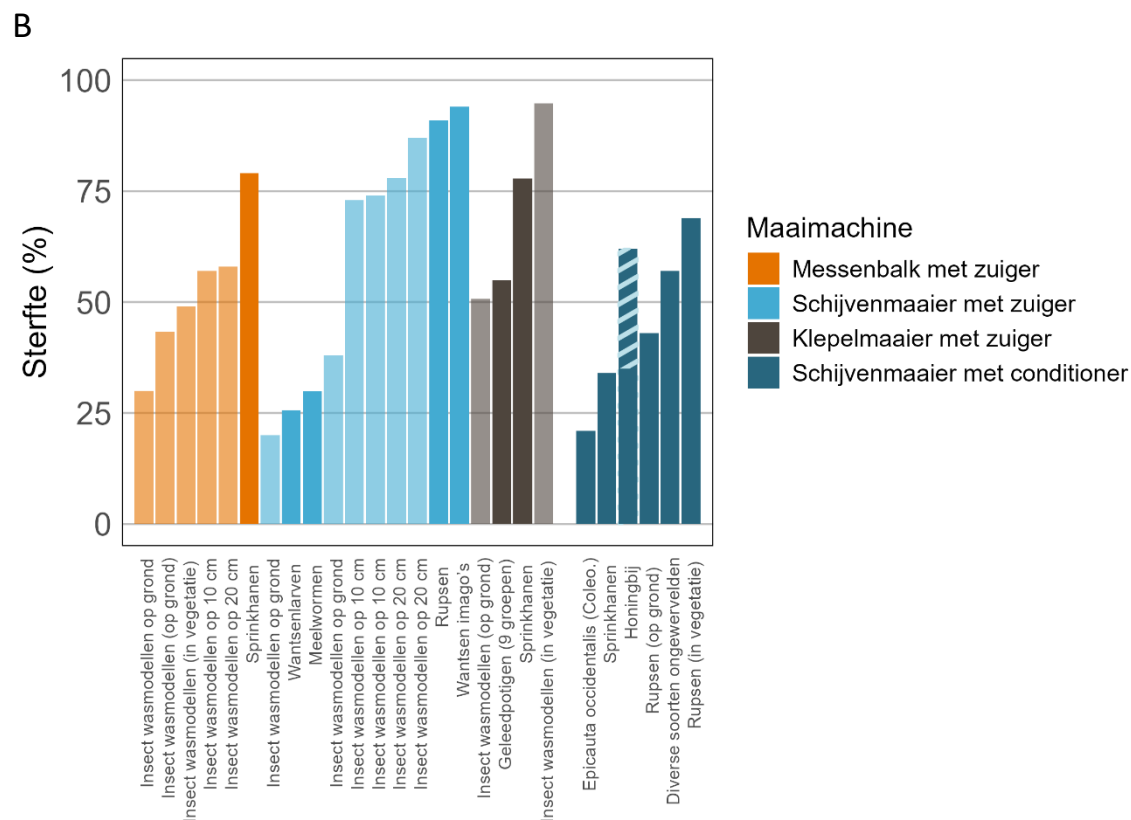
* Uit Humbert et al. (2010b) blijkt dat wasstaafjes goed model kunnen staan voor immobiele (kleinere en grotere) insecten; de absolute waarden komen niet overeen met levende insecten maar de verhoudingen tussen behandelingen wel.

** Grendelmeier (2011) suggereert dat dit een goed model is voor jonge hazen (tot 7 weken oud) omdat die niet vluchten maar verstijven.

*** (incl. schwades, schudder en balenpers)

A





Figuur 3: Op basis van de studies in Tabel 1 is het sterftepercentage na een maaibeurt bij gebruik van verschillende maaimachines voor **ongewervelden*** weergegeven. (A) Vergelijking tussen drie maaimachines. (B) Vergelijking tussen drie maaimachines met gebruik van een zuiger, dan wel conditioner. De lichtere balkjes binnen eenzelfde kleur zijn de studies waarbij is gekeken naar wasmodellen en de donkerdere balkjes zijn de studies naar 'echte' ongewervelden. Wanneer er verschillende waarden zijn gevonden in een onderzoek voor een machine is dit aangegeven met een dichte balk tot het minimum sterftepercentage en een gestreepte balk tot het maximum. *De andere soortgroepen zijn niet gevisualiseerd vanwege de zeer kleine hoeveelheid beschikbare studies, waardoor verschillen tussen studies de verschillen tussen de maaimachines kunnen vertekenen wanneer ze niet direct binnen eenzelfde studie worden vergeleken. Voor een heldere interpretatie kan daarvoor beter Tabel 1 worden gebruikt, omdat hierin het sterftepercentage ook direct binnen studies kan worden vergeleken (ook voor de ongewervelden).

4. Effecten van maaimethode, stikstof, gifstoffen en landinrichting op biodiversiteit

Lijnvormige taluds van watergangen liggen verspreid door een grote variatie aan landschappen. Nederland bestaat voor 54% van het landoppervlak uit agrarisch gebied en voor 13% uit bebouwd gebied en infrastructuur (CBS, 2020). Watergangen doorkruisen derhalve in belangrijke mate het agrarisch gebied en in minder mate bebouwd gebied. Vanwege dit landgebruik staan watergangen onder invloed van verschillende drukfactoren, die tevens een effect kunnen hebben op de biodiversiteit in en rond watergangen. In de navolgende paragrafen zal van enkele van deze drukfactoren nagegaan worden wat hun invloed is op biodiversiteit en het ecologisch functioneren van het landhabitat watergangen (de taluds en het schouwpad). Het betreft het toevoegen van nutriënten via bemesting en atmosferische depositie en gifstoffen uit diverse bronnen zoals landbouw en industrie. Verder zal in brede zin beoordeeld worden welke effecten landgebruik en inrichting hebben op de biodiversiteit rond watergangen. In alle gevallen ligt de focus op het landhabitat. Hoewel de drukfactoren ook een invloed hebben op het aquatische systeem, valt dit buiten de scope van deze literatuurstudie. We nemen voorts aan dat het landhabitat in belangrijke mate bestaat uit graslandvegetaties. Deelvraag twee benoemt expliciet 'een onderhoud gericht op de instandhouding van het juiste habitat', waarmee gerefereerd wordt aan context waarin een maaimethode wordt ingezet (bv. voedselarm of voedselrijk). Op basis van de beschikbare literatuur is deze vraag niet zo specifiek in watergangencontext te beantwoorden. Oftewel: we kunnen op basis van de huidige literatuur niet beoordelen of het effect van stikstof, gifstoffen of landgebruik in een voedselarme watergangencontext met een laagfrequenter beheer en bijpassende maaimethode anders uitpakt dan in een voedselrijke watergangencontext met intensiever beheer en bijbehorende maaimethode. De vraag die uiteindelijk wordt beantwoord, is hoe in algemene zin het effect van drukfactoren zich verhoudt tot het effect van een maaimethode in het landhabitat rond watergangen.

4.1 Maaimethode en stikstof

Nutriënten kunnen op verschillende manieren in een graslandvegetatie terecht komen. Dit kan door menselijk handelen in de vorm van bemesting en overspoeling met voedselrijk oppervlaktewater, maar ook via atmosferische depositie kunnen graslanden verrijkt worden met meststoffen. De overspoeling door oppervlaktewater wordt in deze literatuurstudie buiten beschouwing gelaten.

Toevoegen nutriënten

Het toevoegen van nutriënten, met name stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K), aan graslandssystemen leidt in zijn algemeenheid tot het verhogen van de productiviteit van de vegetatie. In een langjarig graslandexperiment in het Cedar Creek Ecosystem Science Reserve in Minnesota beschrijven Isbell et al. (2013) de effecten van N-verrijking (0-270 kg N/ha/jaar) op productiviteit, plantendiversiteit en plantensoortensamenstelling in natuurlijk gevormde graslanden. Aanvankelijk nam de productiviteit van de graslandplots toe, maar binnen enkele jaren leidde dit ook tot verlies van plantensoorten waaronder soorten die eerst dominant waren. Daardoor nam de productiviteit van plots met hoge stikstofinput van bemesting (270 kg N/ha/jaar) over de tijd alsnog af. Dit gebeurde eveneens met de plantensoortenrijkdom, die sterker daalde bij grotere bemestingniveaus. Ook andere studies laten zien dat de plantensoortenrijkdom in graslanden afneemt bij toenemende stikstofbemesting, zowel op korte als op lange termijn (Haddad et al., 2000; Stevens et al. 2004; De Schrijver et al. 2011; Weisser et al., 2017; Scotton & Ziliotto, 2024). De effecten van stikstofbemesting op plantensoortenrijkdom in Europese graslanden werden samengevat door Francksen et al. (2022). Zij voerden een meta-analyse uit van 34 controle-behandeling effecten uit 14 studies in 9 Europese landen. Daaruit blijkt dat bij elke 100 kg N/ha/jaar die wordt toegevoegd aan een graslandstelsel de

plantensoortenrijkdom met ongeveer 1,5 soort per vierkante meter afneemt (een negatief lineair verband). Bovendien lijkt het erop dat soortenrijkere graslanden meer soorten verliezen wanneer ze bemest worden dan het geval is in soortenarme graslanden. Ook een recente studie van He et al. (2024) vat de effecten van stikstof op overproductie van 15 langjarige graslandexperimenten in Europa samen. Zij laten zien dat wanneer stikstof toevoegingen van bemesting en depositie gecumuleerd worden, de netto biodiversiteitseffecten over een cumulatieve N-gradiënt eerst iets toenemen om vervolgens iets af te nemen. Het selectie-effect neemt sterk toe bij grotere cumulatieniveaus van stikstof, wat ertoe leidt dat enkele plantensoorten de vegetatiestructuur gaan overheersen en hulpbronnen zoals licht in belangrijke mate voor andere plantensoorten wegnemen. Hautier et al. (2009) toonden aan dat juist deze competitie voor licht leidde tot afname van plantendiversiteit na eutrofiëring. Het experimenteel toevoegen van licht in de vegetatiestructuur voorkwam de afname van plantendiversiteit. Hierin ligt een interessant ingrediënt voor het graslandbeheer, omdat maaien en begrazing de lichtbeschikbaarheid in de vegetatiestructuur kunnen bevorderen. Praktische doorvertaling van de implicaties van deze studie naar een maaibeheerstrategie is echter nog niet voorhanden.

De veranderingen in de vegetatie door bemesting hebben ook gevolgen voor de insectengemeenschap die in deze vegetatie leeft. Haddad et al. (2000) bestudeerden 14 jaar lang de effecten van verschillende niveaus van stikstofbemesting op insecten in een graslandsysteem. Ze toonden een significant negatief verband aan tussen de hoeveelheid stikstofbemesting en zowel de insectensoortenrijkdom als de effectieve insectendiversiteit. De effecten varieerden echter tussen de trofische niveaus: de soortenrijkdom van insectherbivoren en -predatoren werden negatief beïnvloed, terwijl detritivoren toenamen in soortenrijkdom omdat er meer stikstof te verteren was. Op de soortenrijkdom van parasitoïde insecten werd geen effect gevonden. De talrijkheid van insecten werd positief beïnvloed door stikstofbemesting, vooral van herbivoren en detritivoren. De aantallen parasitoïden namen af bij toenemende stikstofbemesting. Dit laat zien dat het toevoegen van stikstof aan een graslandsysteem het hele voedselweb beïnvloedt: het homogeniseert zowel de planten- als de insectengemeenschappen. Overigens met ook in de bodem gevolgen: toevoegen van stikstof stimuleert de cellulose-afbraak en de activiteit van stikstof- en fosforbehoevende enzymen in strooisellaag en bodem (Keeler et al., 2018).

Atmosferische depositie

Depositie van stikstof is in Nederland afkomstig van verschillende bronnen. De belangrijkste zijn landbouw (49,7%), voornamelijk in de vorm van ammoniak, en verkeer en industrie (14,6%), voornamelijk in de vorm van stikstofoxiden (RIVM, n.d.). Ook uit buitenlandse bronnen komt er veel stikstof (29%) in Nederland neer. Gemiddeld over Nederland sloeg er tussen 2015 en 2022 rond de 1500 mol stikstof per hectare per jaar neer (ca. 75% uit ammoniak, ca 25% uit stikstofoxiden; RIVM, n.d.). Dit is een hoeveelheid die aanzienlijk hoger is dan veel kwetsbare natuur aankan, zeker in van nature voedselarme systemen. Stikstofdepositie kan het gehele voedselweb beïnvloeden. Vogels et al. (2023) vatten de huidige kennis over stikstofdepositie en de impact op planten en planteneters samen en onderscheiden verschillende mechanismen. Het voert te ver binnen deze literatuurstudie om deze mechanismen uitvoerig te beschrijven (maar zie Vogels et al., 2023). Wel is het goed om hier te benoemen dat er twee routes zijn waarop stikstofdepositie impact heeft: het leidt tot eutrofiëring alsook verzuring (Vogels et al., 2023; 2024). Dit beïnvloedt de voedselkwaliteit voor planteneters - zoals veel insecten - vaak negatief door onbalans in hun voedselkwaliteit, met opeenstapelende gevolgen voor hun overleving, voortplantingssucces en hun rol als voedselbron in de voedselketen (Vogels et al., 2024). Bovendien blijken specialisten vaak zwaarder getroffen te worden dan generalisten, hoewel generalisten zeker niet 'buiten schot' blijven. Een klassiek voorbeeld van het effect van atmosferische stikstofdepositie in een grasland komt uit kalkgraslanden. Bobbink, Bik & Willems (1988) toonden aan dat de scherpe toename in dominantie van gevinde kortsteel *Brachypodium pinnatum* in kalkgraslanden veroorzaakt

wordt door stikstofdepositie. Het overwoekeren door deze grassoort leidt tot verminderde talrijkheid en soortenrijkdom van kalkgraslandflora- en fauna (Bobbink & Willems 1987).

Wanneer de stikstofdepositie daalt, kan er ook biodiversiteitsherstel optreden. Zo is er uit het ruim 160-jarige Engelse Park Grass Experiment bij Rothamsted Research gebleken dat plantensoortenrijkdom en kruidenrijkdom kunnen herstellen van de negatieve effecten van natte en droge stikstofdepositie wanneer deze depositie daalt en wanneer graslanden tweemaal per jaar gemaaid worden en het maaisel wordt afgevoerd (Storkey et al., 2015). Deze studie laat buiten beschouwing of het maaibeheer gevolgen heeft voor de plantkwaliteit (de stoichiometrie) en daarmee de voedselkwaliteit voor planteneters. De resultaten van deze studie geven echter wel aan dat een bronaanpak die leidt tot een aanzienlijke reductie van stikstofdepositie tot verbetering van de omstandigheden voor ecosysteemherstel kan leiden.

Synthese

Wanneer dit alles in samenhang bekeken wordt voor taluds van watergangen, dan is er voldoende bewijs om aan te nemen dat de biodiversiteit in en rond watergangen negatief beïnvloed wordt door zowel nutriënten uit nabijgelegen agrarische percelen alsook via atmosferische stikstofdepositie van landbouw, verkeer en industrie. Groenblauwe dooraderingselementen staan onder druk van het steeds voedselrijker worden van het systeem, met gevolgen (veelal negatief) voor het gehele voedselweb in en rond watergangen. Frequentier maaien en afvoeren van het maaisel kan een deel van deze effecten verminderen, maar zal ook negatieve consequenties hebben voor de fauna in de taluds van watergangen. Het laten liggen van maaisel, zoals in alle voorgestelde maaibeheerstrategieën door de waterschappen (zie deelvraag 1), heeft echter ook een lokaal verrijkend effect op de vegetatie. Weliswaar wordt maaisel grotendeels van taluds verwijderd, maar dit komt alsnog op het schouwpad terecht en wordt daar verder niet afgeruimd, met lokale verrijking tot gevolg. Vanuit ecologisch oogpunt is er daarom reden om het maaisel wel uit het systeem af te voeren, om zo lokale verrijking te voorkomen en zo de kans te vergroten dat het habitat geschikt blijft of wordt voor inheemse flora en fauna.

4.2 Maaimethode en gifstoffen

Door de tijd heen zijn veel verschillende gifstoffen gebruikt, zowel in de agrarische sector als de industriële. In de agrarische sector vallen deze voornamelijk onder de bestrijdingsmiddelen, in de industriële sector komen daar nog verschillende andere groepen zoals medicijnresten uit oppervlaktewater, pfas en zware metalen bij. Van deze laatste groep zijn de effecten op de biodiversiteit vrij beperkt, waardoor de focus in de paragrafen hieronder vooral op bestrijdingsmiddelen ligt. De directe en indirecte effecten van deze gifstoffen kunnen groot zijn. Doordat veel watergangen, en de daarbij behorende lijnvormige taluds dicht in de buurt liggen van intensieve agrarische gebieden, en de werkpaden soms gebruikt worden als bufferstroken is de potentiële druk van bestrijdingsmiddelen er gemiddeld hoger dan in meer natuurlijke graslanden (Zaller et al., 2022; Buijs et al., 2024). Dat terwijl ze wel een belangrijke functie hebben in het ondersteunen en behouden van de biodiversiteit (Marshall & Moonen, 2002; Marshall & Moonen, 2005).

Manieren van vervuiling

Onder de noemer bestrijdingsmiddelen valt een grote variatie aan verschillende stoffen. Ze variëren in de soortgroep waarop ze invloed hebben, insecticiden op verscheidene insectengroepen, herbiciden op planten, fungiciden op schimmels en acariciden op mijten en spinachtigen. Ze verschillen ook in de werkingsswijze en de duur ervan. Een deel daarvan heeft een korte afbraaksnelheid en verdwijnt snel uit het milieu, een ander deel is meer persistent en heeft dus ook langwerkende effecten op het milieu (Sun et al., 2018). Deze bestrijdingsmiddelen kunnen op verschillende manieren buiten het

toepassingsgebied komen (Krupke et al., 2012). Tijdens het toepassen van de middelen kan door middel van primaire drift, het wegwaaien van de fijne nevel, de substantie in aangrenzende percelen, taluds, of watergangen terecht komen (Damalas, 2015). Maar ook in de uren na de toepassing kan er nog drift optreden, zogeheten 'secundaire drift'. Hier blijven zeer fijne druppels in eerste instantie vlak boven het toepassingsoppervlakte zweven, voordat ze wel door de wind opgepikt worden en buiten het toepassingsgebied terecht komen. Ook kan het voorkomen dat de bestrijdingsmiddelen zich aan zeer fijne stofdeeltjes hechten. Hierbij slaan ze in eerste instantie dus wel neer, maar kunnen ze bij latere windvlagen alsnog verwaaien en buiten het toepassingsgebied terecht komen (Zivan et al., 2017).

Naast transport door de lucht kunnen bestrijdingsmiddelen, of hun metabolieten, ook via het grondwater verspreiden. Door uitspoeling kunnen diverse middelen die correct zijn toegepast toch in het oppervlaktewater, of drinkwater terecht komen, waarbij de concentraties in het oppervlaktewater vaak hoger zijn (Swartjes & van der Aa, 2020). Door het uitspoelen door middel van regen komen de stoffen steeds dieper in de bodem terecht, tot ze in een watervoerende kolom terechtkomen en via deze route in het oppervlaktewater, of het grondwater terecht komen (Katagi, 2013). Ook via het actief draineren van landbouwgronden kunnen bestrijdingsmiddelen vrij direct in het oppervlaktewater terecht komen. In situaties waarbij er een regenbui valt, korte tijd nadat er bestrijdingsmiddelen zijn toegepast, kunnen de concentraties bestrijdingsmiddelen die via de drainagebuizen direct naar het oppervlaktewater gaan groot zijn (Brown & van Beinum, 2009; Gramlich et al., 2018).

Effecten op de flora

Doordat bestrijdingsmiddelen via verschillende routes en manieren buiten de toepassingsgebieden komen kunnen de effecten daar merkbaar zijn. De vegetatie wordt op verschillende manieren beïnvloed door de aanwezige cocktail van bestrijdingsmiddelen. Allereerst worden de planten minder vitaal. De productie van voedingsstoffen door middel van fotosynthese vermindert, waardoor de plant minder groot wordt, minder grote, en überhaupt minder bloemen produceert en uiteindelijk ook minder zaad maakt (Garcia et al., 2003; Saladin et al., 2003; Petit et al., 2008; Henry et al., 2011; Ankit et al., 2020). De zaden die wel worden geproduceerd kunnen vervolgens ook minder vitaal zijn waardoor ze minder goed kiemen (Locke et al., 1995). Ook slaan planten in het algemeen minder stikstof op wanneer ze beïnvloed zijn door fungiciden, zelfs wanneer dit op het niveau van niet meetbare concentraties is (Untiedt & Blanke, 2004; Xia et al., 2006). Gevoelige soorten kunnen zelfs verdwijnen als ze aan concentraties van herbiciden worden blootgesteld die gelijk staan aan de concentraties die bij drift gemeten worden (Gove et al., 2007).

Effecten op de fauna

Vegetatiestructuren langs landbouwgebieden en watergangen faciliteren een grote variatie aan soorten. Doordat deze strookvormige habitats (met veel randeffecten) door middel van de hierboven uitgelegde routes ook potentieel het meest worden blootgesteld aan bestrijdingsmiddelen kunnen er veel soorten door worden beïnvloed (Botías et al., 2019). De effecten van deze cocktail van bestrijdingsmiddelen varieert, en is grotendeels ook onbekend. Duidelijk is wel dat er een variatie van middelen is die, ook in lage concentraties, invloed heeft op de fitness van geleedpotigen (Klátyik et al., 2023). Hierdoor kunnen ze minder goed voedsel zoeken, zich minder goed verdedigen en ook wordt de kans op een succesvolle voortplanting verlaagd (Klátyik et al., 2023). Tevens wordt de gehele voedselketen beïnvloed, doordat sommige faunagroepen en daarmee hun ecologische functies wegvallen, of juist oververtegenwoordigd worden (Geiger et al., 2010; Sánchez-Bayo, 2011).

Al deze effecten werken ook weer door in de volledige nutriëntencyclus en daarmee ook de habitatkwaliteit. De nutriëntenrecycling wordt bijvoorbeeld indirect ook weer beïnvloed door bestrijdingsmiddelen. Detrivore geleedpotigen worden negatief beïnvloed

door bestrijdingsmiddelen waardoor ze minder efficiënt plantmateriaal af kunnen breken. Hierdoor verslechtert de nutriëntenhuishouding van het grasland, wat verruigging of dominantie van enkele soorten in de hand werkt (Sánchez-Bayo, 2021; Edlinger et al., 2022; van Eekeren et al., 2022).

Graslandbeheer van maaien en afvoeren van het maaisel kan meehelpen om de effecten van bestrijdingsmiddelen op de vegetatie en de daarbij behorende fauna te verminderen. Graslanden waar 1-2x per jaar gemaaid en afgevoerd wordt hebben lagere hoeveelheden pesticiden dan graslanden waar minder vaak gemaaid of begraasd wordt, zowel in de bodem als in de vegetatie (van Eekeren et al., 2022). De effecten van de bestrijdingsmiddelen gevonden in deze studie waren vooral op fungivore bodemdieren. Goed maai-beheer van maaien en afvoeren kan dus juist bijdragen aan het verminderen van de effecten van bestrijdingsmiddelen op de biodiversiteit.

Synthese

Hoewel bekend is dat bestrijdingsmiddelen een negatieve invloed hebben op biodiversiteit, is hun exacte invloed niet tot in detail bekend. Tevens zijn zowel de effecten van een cocktail van middelen (een mix van verschillende soorten bestrijdingsmiddelen die aanwezig is), als de lange termijn-effecten nog niet goed onderzocht. Duidelijk is wel dat de (negatieve) effecten op verschillende plekken in de voedselketen aanwezig zijn waardoor deze uit balans gebracht kan worden. Goed maai-beheer met afvoeren van het maaisel kan ervoor zorgen dat de concentraties bestrijdingsmiddelen in het systeem verminderen. Het relatieve effect van bestrijdingsmiddelen op biodiversiteit, ten opzichte van het effect van maaimethoden op biodiversiteit is op dit moment niet in te schatten. Hiervoor is meer onderzoek noodzakelijk.

4.3 Maaimethode en landinrichting

Door steeds intensiever landgebruik neemt de biodiversiteit af (Dirzo & Raven, 2003; Butchart et al., 2010; Hallmann et al., 2017). Een direct effect hiervan is het afnemen van geschikt leefgebied voor een diversiteit aan soorten. Daarnaast zijn er ook indirecte effecten zoals fragmentatie van leefgebieden. Hierdoor komen kleine, geïsoleerde, populaties niet meer met elkaar in contact, waardoor deze ook kunnen uitsterven (Franklin et al., 2002; Fahrig, 2003; Krauss et al., 2010). Omdat watergangen en de daarbij behorende taluds een variatie aan landschappen doorkruisen worden die hier opgedeeld in drie globale groepen: stedelijk gebied, agrarisch gebied en natuurlijk gebied. De waarde, kansen en bedreigingen voor de biodiversiteit van elk van die typen landgebruik worden hieronder benoemd.

Stedelijk gebied

Stedelijk, of urbaan, gebied biedt belangrijke kansen voor de biodiversiteit. De diversiteit aan plantensoorten ten opzichte van het omliggende veelal agrarische gebied is hoog (Faeth et al., 2011). Dit komt mede door het aanvoeren van exoten, maar ook door een hoge variatie aan verschillende habitats (Illie & Cosmulescu, 2023) en doordat er zuidelijke soorten kunnen overleven door het hitte-eiland effect (Singh et al., 2018). Ook voor andere soortgroepen geldt dat het stedelijk gebied een belangrijke rol speelt in het behoud van sommige soorten. Bij vogels zijn er meerdere soorten die grotendeels alleen in het stedelijk gebied voorkomen, waar tuinen, parken en daken foerageergebied en nestgelegenheid bieden (Lepczyk et al., 2017; Hughes et al., 2022). Dit geldt ook voor muurplanten, die vooral in stedelijk gebied voorkomen. Ook voor insecten en andere geleedpotigen biedt het stedelijk gebied unieke kansen. In Zwitserland werd van de bijna 600 onderzochte soorten maar liefst 13% uitsluitend in het stedelijk gebied gevonden (Sattler et al., 2011). Ook hier geldt dat de aanwezigheid van een grote variatie aan habitats bijdraagt aan een grotere soortendiversiteit (Philpott et al., 2014). Het stedelijk gebied huisvest dus een unieke set aan soorten (Norton et al., 2016), die ook weer belangrijke ecosysteemdiensten kunnen leveren (Ziter, 2016).

Agrarisch gebied

Het agrarisch gebied in Nederland typeert zich doordat het een open landschap is waarop een variatie aan gewassen wordt geteeld. De biodiversiteit van het agrarisch gebied is in de afgelopen decennia sterk verminderd. Zo namen boerenlandvogels gemiddeld met 70% af sinds 1960 (CLO 2023), is het aantal dagvlinders van graslanden met ruim 50% afgenomen sinds 1992 (CLO 2024) en met ruim 84% sinds 1890 (Van Strien et al. 2019). Sommige van deze soorten zijn nog wel aanwezig in taluds van watergangen, zoals graspieper en patrijs. De biodiversiteit van open agrarische landschappen is sterk afhankelijk van de intensiteit van het beheer en de activiteiten die hierop plaatsvinden (Sirami et al., 2007). Voor graslanden, natuurlijke en agrarische, geldt dat hoe intensiever het gebruik, hoe lager de biodiversiteit is. In de praktijk uit dit zich vooral in het aantal maa- en/of weidegangen wat plaatsvindt, en de hoeveelheid bemesting die wordt toegepast. De frequentie en intensiteit van graslandbeheer hangen van diverse factoren af, zoals de voedselrijkdom van de bodem en het doel waarvoor het grasland gebruikt wordt. In algemene zin geldt dat hoe vaker een grasland gemaaid wordt, des te kleiner de biodiversiteit is (Plantureux et al., 2005), waarbij meer dan drie keer per jaar ongefaseerd maaien vaak al negatief uitpakt voor de minst kritische soorten (Weiner et al., 2011; Chisté et al., 2016). Dit komt doordat de tijd tussen graslandbeheermomenten korter is dan de levenscyclus of de graslandstadia van de levenscyclus van soorten. Ook de hoeveelheid stikstof die wordt toegevoegd aan een grasland bepaalt sterk hoe groot de biodiversiteit is, zowel voor planten als voor geleedpotigen (Kleijn et al., 2009; Weiner et al., 2011). Doordat de akkerbouw en veehouderij de afgelopen decennia grootschaliger zijn geworden, de gewasdiversiteit is afgenomen en er minder variatie tussen verschillende percelen is, is er een minder gevarieerd voedselaanbod voor veel soorten (Robinson & Sutherland, 2002). Hierdoor zijn er op meerdere trofische niveaus sterke achteruitgangen merkbaar. Zaadetende vogels nemen in heel West-Europa af, maar ook insectenetende vogels, wat indiceert dat er zowel in zaadbeschikbaarheid (m.n. in de winter) als in de insectenbeschikbaarheid (m.n. in het broedseizoen) een brede afname is (Bowler et al., 2019). Door die toenemende intensiteit in de akkerbouw is er minder vaak een vorm van braakliggend land of stoppelvelden, maar worden de akkers frequenter via grondbewerking teruggezet in een pioniersstadium, met de daarbij behorende biodiversiteit (Finegan & Nasi, 2004; Storkey & Westbury, 2007; Fehér et al., 2012). Dit geldt evenzo voor andere vormen van landbouw (veehouderij, fruitteelt) waardoor tal van landschapselementen zoals hagen, houtsingels, bosjes en greppels zijn verdwenen. Wanneer er in het agrarische gebied variatie in het landschap wordt aangebracht of, waar mogelijk, behouden zijn er wel nog kansen voor de biodiversiteit (Chopin et al., 2015). Door meer landschapselementen zoals natuurlijke akkerranden, heggen en boomrijen kunnen er op kleine schaal geschikte habitats ontstaan voor een verscheidenheid aan soorten (Fahrig et al., 2011; Chopin et al., 2015; Lecq et al., 2017). Als deze locaties echter te geïsoleerd liggen ten opzichte van de nog aanwezige populaties kunnen de gecreëerde habitats niet benut worden door de soorten omdat ze onbereikbaar zijn. Daarom is het belangrijk dat er een variatie van (half-) natuurlijke habitats aanwezig moet zijn in de directe omgeving (Duelli & Obrist, 2003). Tevens kan het bevorderen van de gewasdiversiteit bijdragen aan het herstel van biodiversiteit in agrarische landschappen (Beillouin et al. 2021).

Natuurlijk gebied

Natuurlijke gebieden en habitats zijn in Nederland vaak gefragmenteerd. Desondanks zijn ze onmisbaar in het behoud van de biodiversiteit, en kunnen gefragmenteerde gebieden nog steeds functioneren als brongebied voor veel soorten (Duflot et al., 2015; Wilson et al., 2016). In verhouding met het agrarische gebied herbergen natuurlijke habitats vanzelfsprekend meer soorten. Wel is een variatie aan verschillende habitats nog steeds belangrijk (Bunce et al., 2013). Door die eerder genoemde fragmentatie is het van belang dat er bepaalde corridors aanwezig zijn tussen populaties zodat er uitwisseling kan plaatsvinden (Velázquez et al., 2022).

Lijnvormige elementen in het landschap, zoals wegbermen, infrastructuur en watergangen met de daarbij behorende taluds kunnen goed functioneren als corridor (Dennis et al., 2013). Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen algemene generalistische soorten en meer kritische soorten, die ook vaak minder algemeen zijn. De generalistische soorten hebben vaak al genoeg om enkele kleine stapstenen nodig om van het ene leefgebied naar het andere te gaan (Dennis et al., 2013). Kritische soorten zijn daarin vaak minder flexibel en hebben een hoge kwaliteit en meer verbonden habitat nodig om een gebied over te steken (Dennis et al., 2013). Ook minder mobiele soorten profiteren meer bij een continue geschikt habitat (Pedley & Dolman, 2020).

Belangrijk is wel dat dit type corridor goed beheerd wordt. Doordat veel soorten die in een open habitat leven van deze corridors profiteren is het goed om in het beheer daarmee rekening te houden (Cork et al., 2024). Door de corridors open en in een vroeg successiestadium te houden profiteren relatief de meeste soorten hiervan (Ouédraogo et al., 2020; Cork et al., 2024), hoewel er ook tal van soorten zijn die overgangen van open naar gesloten vegetatie of een gesloten vegetatie van bos prefereren. Een afwisseling van open, halfopen en gesloten vegetaties zal daarom tot een grote soortenrijkdom van flora en fauna leiden. Hierop afgestemd beheer kan leefgebied van vele soorten en zo ook populaties zelf in stand houden (Chetkiewicz et al., 2006; François et al. 2024).

Synthese

De aanwezigheid van vele verschillende typen landschap die om een watergang met het daarbij behorende talud liggen beïnvloeden de soortenrijkdom van de taluds zowel in positieve- als in negatieve zin. Soorten uit die verschillende leefgebieden kunnen zich verspreiden naar- en via de taluds. Ook de drukfactoren van die omliggende gebieden kunnen invloed hebben om de soortenrijkdom en de kwaliteit van het habitat van de taluds. Met goed beheer van de taluds kunnen de positieve effecten vanuit de omgeving worden versterkt, terwijl de negatieve aspecten verminderd kunnen worden. Ook verbetert de corridorfunctie van de taluds in geval van goed beheer. Hoe bepalend het landgebruik is voor biodiversiteit langs watergangen ten opzichte van het effect van een maaimethode is op basis van de onderzochte literatuur niet cijfermatig te onderbouwen.

5. Kennishiaten

Tijdens het uitvoeren van deze literatuurstudie kwamen er een aantal kennisleemtes naar boven. Sommige onderwerpen waren simpelweg niet onderzocht, bij andere was de onderzoeksduur dusdanig kort dat het moeilijk of onmogelijk was uitspraken te doen over de effecten op de lange termijn. Hieronder worden de kennishiaten per onderwerp aangegeven. De belangrijkste worden aan het einde van dit rapport verder toegelicht voor een aanbeveling voor een vervolgonderzoek. Het bestaan van kennishiaten doet overigens niets af aan de conclusies van deze literatuurstudie.

Machinekeuze

Hoewel de verschillen tussen de drie typen maaimachines in hun effect op de sterfte van fauna consistent naar voren komen in verschillende studies, is er nog niet veel bekend over specifieke varianten van deze drie typen machines. Maaimachines worden continu doorontwikkeld, ook met het oog op meer ecologisch beheer. Zo zijn er recent aangepaste versies van klepelmaaiers ontwikkeld waarbij het directe effect op de sterfte mogelijk wordt beperkt. Het gaat hier echter over specifieke en nieuwe machines waarvoor wetenschappelijke onderbouwing van de effecten op biodiversiteit nog ontbreekt. Hierdoor is het nog niet duidelijk of dit soort aanpassingen hun doel ook bereiken. Ontwikkeling van deze kennis is wenselijk.

Neveneffecten machinekeuze

De verschillen in de directe effecten op de biodiversiteit van de verschillende maaimachines zijn redelijk goed onderzocht. Een keuze voor een bepaalde machine brengt echter ook een aantal neveneffecten met zich mee, die meestal niet of nauwelijks onderzocht zijn.

Zo lopen sommige maaikoppen (i.e. alle klepelmaaiers) op een looprol; een rol die contact houdt met de bodem voor een gelijkmatige maaahoogte. Deze looprol zorgt echter wel voor een constante bodemdruk en heeft ook een plettende werking op de strooisellaag ('walseffect'). Potentieel heeft dit een negatief effect op de strooisel bewonende geleedpotigen (directe mortaliteit) en bodemfauna (door bodemverdichting), maar ook op amfibieën die net onder de maaissnede zelf blijven of insecten die tijdens het maaien uit de vegetatie vallen en onder de rol terecht komen. Dit is echter nooit specifiek onderzocht. De machinekeuze heeft ook invloed op de bodemdruk. Sommige maaimachines zijn zwaarder dan andere. De druk die de banden op de bodem uitoefenen verschilt daarom, waardoor ook de bodemverdichting kan variëren. Bovendien hebben terreincondities (zoals vocht) ook invloed op bodeminsporing. Hoe groot die effecten verschillen tussen machines, en hoe groot die effecten zijn op de bodemfauna zijn grotendeels nog onbekend. De inzet van een maaimachine hangt ook af van het type vegetatie. Zo kan boomopslag vanaf een bepaalde leeftijd (meestal >2 jaar) waarschijnlijk vooral met een klepelmaaier gemaaid worden. De effecten van machinekeuze op de mate van boomopslag in een vegetatie als gevolg van dit beheer zijn eveneens onbekend. Ditzelfde geldt voor de mate waarin maaimachines het lukt om ruigtevegetatie of boomopslag te maaien. Een praktijkproef met wetenschappelijke opzet kan hier nieuwe inzichten over opleveren en is aanbevelenswaardig.

Onderzoekstermijn

Veel van de gevonden onderzoeken focussen op de effecten van een individuele maaionder, of een seizoen. Hierdoor zijn de effecten van winteroverstaande vegetatie nog vrij onduidelijk. Ook zijn hiermee de effecten op de ontwikkeling van populaties op de lange termijn (10 jaar of meer) niet in beeld. Deze kennis is wel noodzakelijk.

Onderzoeksmethode

Onderzoeken gebruiken vaak dummy's als vervanging van de natuurlijke biodiversiteit. Op deze manier verminder je de variatie tussen onderzoekplots. Maar dit is natuurlijk een grote simplificatie van de werkelijkheid; hoewel ook bekend is dat dummy's representatief

zijn voor organismen uit bepaalde soortgroepen. Ook zijn diverse onderzoeken buiten West-Europa uitgevoerd, waar een ander klimaat, maar ook andere drukfactoren een rol kunnen spelen. De resultaten hiervan kunnen daarom soms niet volledig gelden voor de Nederlandse situatie.

Habitatkeuze

Watergangen, en de daarbij behorende taluds, zijn een uniek landschapselement. Veel van de onderzoeken naar de effecten van maaibeheer zijn uitgevoerd in homogene, open percelen grasland, sommige in bermen en sommige in heuvelachtig grasland (met een hellingexpositie). Zoals in hoofdstuk 2 aangegeven ontbreekt veelal literatuur over de effecten van maaibeheer in het specifieke habitat van watergangen. Ontwikkeling van deze kennis is derhalve relevant.

Fasering

De effecten van gefaseerd maaibeheer op graslanden zijn goed onderzocht en ook eenduidig voor ongewervelden. Voor andere soortgroepen is dit echter nog niet systematisch onderzocht. Vooral voor de flora is het relevant om hier meer helderheid in te krijgen, gezien de bevinding dat regelmatig maaien gunstiger is voor de soortenrijkdom van planten. Ook specifiek voor watergangen hebben we geen onderzoeken gevonden naar het effect van gefaseerd maaien. In het bijzonder is het nog onduidelijk of een fasering tussen oevers wel voordelig is, omdat het niet gemaaide gedeelte dan onbereikbaar is voor minder mobiele soorten die aan de overkant van de watergang zitten. Ook verschillen oevers van elkaar door de verschillen in expositie ten opzichte van de zon. Plantengemeenschappen verschillen van elkaar op dijken die verschillen in hun ligging ten opzichte van de zon (Emsens et al., 2020). Als die kant van de watergang volledig gemaaid wordt, wordt dus ook dat specifieke habitatype volledig gemaaid.

Maaisysteem

Naast een gebrek aan onderzoeken met een langere duur zijn er ook weinig onderzoeken die het volledige maaisysteem bekijken. De enkele studies die dit wel doen, laten overigens zien dat klepelen meer directe negatieve effecten oplevert dan andere maaisystemen met schijvenmaaiers en messenbalken en de bijbehorende werkgangen. Vaak wordt er in studies ingezoomd op één van de aspecten van het maaibeheer, maar worden niet alle werkgangen meegenomen. Vervolgonderzoek dient zich daarom te richten op een integrale beoordeling van de brede biodiversiteitseffecten van het hele maaisysteem, gedurende meerdere jaren (10 jaar).

*Maaisysteem * fasering*

Tenslotte is er weinig bekend over de effecten van de interactie tussen het maaisysteem en de mate van fasering op planten en dieren. Mogelijk mitigeert de fasering voor sommige groepen of soorten het negatieve effect van het maaisysteem doordat er voldoende individuen gespaard worden voor een levensvatbare populatie, maar langjarige studies daarnaar ontbreken.

6. Conclusie en adviezen

6.1 Conclusie

Watergangen, en de daarbij behorende taluds kunnen een belangrijke functie vervullen ten behoeve van de biodiversiteit. Door verschillende externe factoren kan de kwaliteit van deze taluds beïnvloed worden. Leefgebieden veranderen door intensivering van landgebruik, maar ook komen er giftige stoffen zoals bestrijdingsmiddelen in terecht. Daarbovenop komen ook nog de effecten van bemesting en stikstofdepositie. Dit alles heeft een effect op het gehele ecosysteem, en de voedselketen daarin. Een goed maaibeheer kan helpen om de effecten van deze factoren te verminderen door gif- en voedingsstoffen af te voeren en een open en geschikt habitat in stand te houden. Ook kan maaibeheer ervoor zorgen dat kwetsbare populaties van plant- en diersoorten gestaag of schoksgewijs afnemen en uiteindelijk verdwijnen. De details van de uitvoering van het maaibeheer bepalen of en in welke mate dit gebeurt.

Over de specifieke situatie langs watergangen in Nederland met opeenvolgende werkgangen van verschillende maaimachines is één niet-peer-reviewed publicatie bekend die de effecten op vogels beschrijft. In deze literatuurstudie is daarom breder gekeken naar de biodiversiteitseffecten van machinekeuze, maaihogte, maaifrequentie, maaidata, aantal procesgangen en fasering in het maaibeheer van het terrestrische deel van watergangen. **Uit een aanzienlijk aantal studies waarin maaimachines worden vergeleken blijkt dat een klepelmaaier voor insecten, reptielen, amfibieën en zoogdieren consequent het grootste directe negatieve effect heeft, gevolgd door de schijvenmaaier en vervolgens door de messenbalk.** De inzet van de messenbalk is qua directe effecten voor fauna dus het minst schadelijk. Hierbij dient opgemerkt te worden dat elke maaimethode gepaard gaat met vervolghandelingen of -werkgangen die tevens effect hebben op biodiversiteit. Er is echter slechts een klein aantal wetenschappelijke studies gevonden die deze effecten integraal beoordelen. **Deze laten zien dat klepelen, ook wanneer integraal beoordeeld, de grootste directe negatieve effect heeft op fauna.** Voor de factoren maaihogte, maaifrequentie en maaidata zijn er minder eenduidige conclusies te trekken. Hoewel het voor sommige soortgroepen iets positiever lijkt te zijn om hoog te maaien, maakt dit voor andere soortgroepen niet uit en is het onduidelijk wat de effecten zijn van hoger maaien op het verschromelen van de vegetatie. Tenminste eenmaal per jaar maaien blijkt gunstig te zijn voor de plantendiversiteit, in ieder geval op voedselrijke bodems, maar voor veel insecten ligt het optimum over het algemeen bij minder frequent maaien, tussen de 1 en 2 keer per jaar. Wanneer het beste moment is om te maaien verschilt per soortgroep, waardoor het lastig is om daar een ideaal moment voor te bepalen omdat er altijd wel een of meerdere soortgroepen benadeeld worden. Wel is het voor veel faunagroepen belangrijk dat er in de winter schuilmogelijkheden zijn, dus dat de vegetatie niet kaal de winter in gaat. **Wat een duidelijk positief effect heeft voor veel faunagroepen is het faseren van maaierwerkzaamheden, zowel in tijd als in ruimte.** Gefaseerd maaibeheer kan een deel van de potentieel negatieve effecten die hierboven worden genoemd voorkomen. De mate van fasering en de schaal waarop dit gebeurt zijn daarbij van belang. Bij taluds langs watergangen is het van belang dat de fasering per talud en op kleine schaal plaatsvindt, zodat de functie als verbindingselement tussen natuurgebieden niet verloren gaat maar de watergang ook niet als barrière functioneert voor minder mobiele soorten.

6.2 Voorlopig advies maaibeheer watergangen

Deze literatuurstudie is uitgevoerd naar aanleiding van de discussie rondom het huidige maaibeheer van taluds van een deel van de waterschappen. Hier werden de taluds één keer per twee jaar geklepeld, elk jaar werd één kant van een watergang volledig geklepeld.

Op basis van de gevonden literatuur in deze studie wordt geadviseerd om het grootschalig gebruik van de huidige klepelmaaiers te stoppen doordat deze voor vrijwel alle soortgroepen schadelijker is dan de alternatieven. De messenbalk en schijvenmaaier ontlepen elkaar niet veel qua effecten op flora en fauna. Hoewel de messenbalk iets beter naar voren kwam, is het voor te stellen dat de taluds het beste gemaaid kunnen worden door de schijvenmaaier, die wat beter is aangepast aan wat robuustere werkzaamheden. Wel moet de maaifrequentie dan lokaal mogelijk aangepast worden naar jaarlijks maaien om boomopslag te voorkomen. Of en in welke mate dit noodzakelijk is, wordt in grote mate bepaald door bodemtype en lokale factoren. Waar de fasering tot op heden tussen verschillende taluds plaatsvond is het voor minder mobiele fauna essentieel dat dit binnen één talud gebeurt. Hierdoor zijn er dan ook overstaande habitats waar de weinig mobiele soorten van kunnen profiteren. Een fasering waar 20-50% van het oppervlakte blijft overstaan per maaibeurt met voor minder mobiele soorten overbrugbare afstanden tussen overstaande delen wordt aanbevolen. Voor planten is beperkte fasering waarschijnlijk gunstiger, omdat de soortenrijkdom het grootst is bij tweemaal per jaar maaien en afvoeren. Het afvoeren van het maaisel van het talud is nog steeds aanbevolen. Tenslotte wordt opgemerkt dat het interessant is om nieuwe maaimachines te ontwikkelen die biodiversiteit, veiligheid en uitvoerbaarheid in de waterschapspraktijk balanceren. Wel is het essentieel om zulke innovaties te wetenschappelijk testen op hun effectiviteit voor biodiversiteit, veiligheid en uitvoerbaarheid.

6.3 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Uit de opsomming van kennishiaten in het eerdere hoofdstuk blijkt dat er nog het nodige onbekend is over de effecten van verschillende maaibeheer technieken op planten en dieren. De belangrijkste hiervan kunnen gezamenlijk worden onderzocht in een veldexperiment. Essentieel is dat dit onderzoek meerdere jaren loopt omdat het voor verschillende soortgroepen langere tijd vergt voordat indirecte effecten meetbaar worden. De aanbevolen looptijd hiervoor is minimaal 10 jaar. Door maaimethoden in hun geheel te onderzoeken en niet alleen te kijken naar de directe sterfte maar ook naar indirecte, langdurige, effecten, kunnen deze beter met elkaar worden vergeleken. Zo kan er ook rekening worden gehouden met maaigangen die volgen op het maaien, maar ook verschillen tussen maaimachines zoals extra werkgangen die nodig zijn bij bepaalde maaimachines en verschillen in opruimtechniek die worden gehanteerd tussen maaimachines. Tussen elke werkgang worden de verschillende soortgroepen gemonitord bij verschillende maaimethoden en in vergelijking met een controlesituatie. Hierdoor kunnen de individuele effecten van de verschillende werkgangen in kaart worden gebracht, maar kan ook de combinatie van de volledige cyclus worden vergeleken tussen methoden.

7. Literatuurlijst

- Aartsma, Y., Verhoogt, K., Regnerus, P., van Duijvendijk, G., Stip, A., & de Vries, M. W. (2024). Maaien tegen de klippen op: Strategieën voor insectvriendelijk maaibeheer ten tijde van stikstofoverschot. Onderzoeksrapportnummer UPN-2022-012-CU, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.
- Ankit, Saha, L., Kishor, V., & Baudh, K. (2020). Impacts of synthetic pesticides on soil health and non-targeted flora and fauna. In: *Ecological and Practical Applications for Sustainable Agriculture*, 65-88. Springer.
- Antoniazza, M., Clerc, C., Le Nédic, C., Sattler, T., & Lavanchy, G. (2018). Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: Evidence from a 30-year experiment. *Biodiversity and Conservation*, 27, 749-763.
- Beltman, B., Cate, M.T., Güsewell, S., n.d. Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH*, 69, 17-30.
- Beillouin, D., Ben-Ari, T., Malézieux, E., Seufert, V. & Makowski, D. (2021). Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27(19), 4697-4710.
- Berger, J. L., Staab, M., Hartlieb, M., Simons, N. K., Wells, K., Gossner, M. M., ... & Blüthgen, N. (2024). The day after mowing: Time and type of mowing influence grassland arthropods. *Ecological Applications*, 34(6), e3022.
- Black, W. J. M., & Alexander, J. R. B. (1967). The effects of type of cutter and height of cutting on the recovery of four grass varieties. *Grass and Forage Science*, 22(4), 260-263.
- Blanke, I. (2019). *Pflege und Entwicklung von Reptilienhabitaten – Empfehlungen für Niedersachsen*. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 11, 1-80.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. (1987). Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: A threat to a species-rich ecosystem. *Biological Conservation* 40(4), 301-314.
- Bobbink, R., Bik, L., & Willems, J.H. (1988). Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland. *Acta Bot. Neerl.*, 37(2), 231-242.
- Bollinger, E. K., Bollinger, P. B., & Gavin, T. A. (2006). Effects of hay-cropping on eastern populations of the bobolink. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 18(2), 142-150.
- Botías, C., Basley, K., Nicholls, E., & Goulson, D. (2019). Impact of pesticide use on the flora and fauna of field margins and hedgerows. *The ecology of hedgerows and field margins*, 90-109.
- Bowler, D. E., Heldbjerg, H., Fox, A. D., de Jong, M., & Böhning-Gaese, K. (2019). Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology*, 33, 1120-1130.
- Bryan, G. G., & Best, L. B. (1994). Avian nest density and success in grassed waterways in Iowa rowcrop fields. *Wildlife Society Bulletin*, 22, 583-592.

- Brown, C. D., & Van Beinum, W. (2009). Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environmental pollution*, 157(12), 3314-3324.
- Buijs J., Manthingh M. & Nijland G. (2024). Een nevel van bestrijdingsmiddelen. Meten = Weten.
- Bunce, R. G. H., Bogers, M. M. B., Evans, D., Halada, L., Jongman, R. H. G., Mucher, C. A., ... & Olsvig-Whittaker, L. (2013). The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. *Ecological indicators*, 33, 19-25.
- Buri, P., Humbert, J. Y., & Arlettaz, R. (2014). Promoting pollinating insects in intensive agricultural matrices: field-scale experimental manipulation of hay-meadow mowing regimes and its effects on bees. *PloS one*, 9(1), e85635.
- Buri, P., Humbert, J. Y., Stańska, M., Hajdamowicz, I., Tran, E., Entling, M. H., & Arlettaz, R. (2016). Delayed mowing promotes planthoppers, leafhoppers and spiders in extensively managed meadows. *Insect Conservation and Diversity*, 9, 536-545.
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., ... & Watson, R. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- CBS (2020). Hoe wordt de Nederlandse bodem gebruikt? – Nederland in cijfers 2020. <https://longreads.cbs.nl/nederland-in-cijfers-2020/hoe-wordt-de-nederlandse-bodem-gebruikt/#:~:text=Van%20de%20totale%20oppervlakte%20van%20Nederland%20is%2054,Bebouwd%20terrein%20bestaat%20voornamelijk%20uit%20woon-%20en%20bedrijventerreinen>
- CLO (2023). Trend van boerenlandvogels 1915-2021. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl147914-trend-van-boerenlandvogels-1915-2021>
- CLO (2024). Dagvlinders van graslanden 1992-2023. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl118117-dagvlinders-van-graslanden-1992-2023>
- Chetkiewicz, C. L. B., St. Clair, C. C., & Boyce, M. S. (2006). Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37(1), 317-342.
- Chisté, M. N., Mody, K., Gossner, M. M., Simons, N. K., Köhler, G., Weisser, W. W., & Blüthgen, N. (2016). Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere*, 7(11), e01545.
- Chopin, P., Bergkvist, G., & Hossard, L. (2015). Modeling biodiversity change in agricultural landscape scenarios-a review and prospects. *Crops*, 35, 32.
- Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., & Konvicka, M. (2012). Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, 16, 215-226.
- CLO (2021). Oppervlaktewater in Nederland. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl140101-oppervlaktewater-in-nederland>
- Cork, N. A., Fisher, R. S., Strong, N., Ferranti, E. J., & Quinn, A. D. (2024). A systematic review of factors influencing habitat connectivity and biodiversity along road and rail routes in temperate zones. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1369072.

- Dale, B. C., Martin, P. A., & Taylor, P. S. (1997). Effects of hay management on grassland songbirds in Saskatchewan. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 616-626.
- Damalas, C. A. (2015). Pesticide drift: seeking reliable environmental indicators of exposure assessment. In: *Environmental indicators*, 251-261, Springer.
- Dennis, R. L., Dapporto, L., Dover, J. W., & Shreeve, T. G. (2013). Corridors and barriers in biodiversity conservation: a novel resource-based habitat perspective for butterflies. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2709-2734.
- De Schrijver, A., De Frenne, P., Ampoorter, E., Van Nevel, L., Demey, A., Wuyts, K., & Verheyen, K. (2011). Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 20(6), 803-816.
- Dirzo, R., & Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 137-167.
- Duelli, P., & Obrist, M. K. (2003). Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, 4, 129-138.
- Duflot, R., Aviron, S., Ernoult, A., Fahrig, L., & Burel, F. (2015). Reconsidering the role of 'semi-natural habitat' in agricultural landscape biodiversity: a case study. *Ecological Research*, 30, 75-83.
- Edlinger, A., Garland, G., Hartman, K., Banerjee, S., Degruene, F., García-Palacios, P., ... & Van Der Heijden, M. G. (2022). Agricultural management and pesticide use reduce the functioning of beneficial plant symbionts. *Nature Ecology & Evolution*, 6, 1145-1154.
- Emsens, W. J., Bobbink, R., Maas, P., & Mooij, F. (2020). Is de floristische achteruitgang van de Zeeuwse bloemdijken nog te stoppen? *De Levende Natuur*, 121, 201-205.
- Erb, L., & Jones, M. T. (2011). Can turtle mortality be reduced in managed fields? *Northeastern Naturalist*, 18, 489-496.
- Everwand, G., Scherber, C., & Tschardt, T. (2013). Slug responses to grassland cutting and fertilizer application under plant functional group removal. *Acta Oecologica*, 48, 62-68.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 69-81.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14, 101-112.
- Fehér, A., Končėková, L., Glemnitz, M., Berger, G., Pfeffer, H., & Herzon, I. (2012). Maintaining and promoting biodiversity. In: Jakobsson, C. (eds). *Sustainable Agriculture* Baltic University Press, Uppsala, Sweden, pp. 371-387.
- Finegan, B., & Nasi, R. (2004). The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. In: Schroth, G., Fonseca, G.A.B., Harvey, C.A., Gascon, C., Vasconcelos, H.L., Izac, A.M.N. (eds). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Pp. 151-197. Washington, DC, Island Press.

- Fluri, P., & Frick, R. (2002). Honey bee losses during mowing of flowering fields. *Bee World*, 83, 109-118.
- Francksen, R. M., Turnbull, S., Rhymer, C. M., Hiron, M., Bufe, C., Klaus, V. H., ... & Whittingham, M. J. (2022). The effects of nitrogen fertilisation on plant species richness in European permanent grasslands: a systematic review and meta-analysis. *Agronomy*, 12, 2928.
- François, D., Medous, L., & Etrillard, C. (2024). Use of linear transportation infrastructure rights-of-way as an ecological shelter: National asset estimate and stakeholder involvement. *Nature Conservation*, 57, 17-40.
- Franklin, A. B., Noon, B. R., & George, T. L. (2002). What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology*, 25, 20-29.
- Frawley, B. J. (1989). *The dynamics of nongame bird breeding ecology in Iowa alfalfa fields* [Master of Science thesis, Iowa State University].
- García, P. C., Rivero, R. M., Ruiz, J. M., & Romero, L. (2003). The role of fungicides in the physiology of higher plants: implications for defense responses. *The Botanical Review*, 69, 162-172.
- Gardiner, T., & Fargeaud, K. (2019). The effects of late cutting on threatened bumblebees *Bombus* spp. in sea wall grassland at Goldhanger Creek, Essex, England. *Conservation Evidence*, 16, 33-36.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., ... & Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11, 97-105.
- Gigon, A., Rucker, S., & Walter, T. (2010). Praxisorientierte Empfehlungen für die Erhaltung der Insekten- und Pflanzenvielfalt mit Ried-Rotationsbrachen. *ART-Berichte*, 721.
- Gove, B., Power, S. A., Buckley, G. P., & Ghazoul, J. (2007). Effects of herbicide spray drift and fertilizer overspread on selected species of woodland ground flora: comparison between short-term and long-term impact assessments and field surveys. *Journal of Applied Ecology*, 44, 374-384.
- Gramlich, A., Stoll, S., Stamm, C., Walter, T., & Prasuhn, V. (2018). Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 266, 84-99.
- Graveland, J. (1999). Effects of reed cutting on density and breeding success of reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* and dedge warbler *A. schoenobaenus*. *Journal of Avian Biology*, 30, 469-482.
- Grendelmeier, B. (2011). *Entwicklung einer junghasenschonenden Mähmethode* [Bachelorarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften]. Wädenswil.
- Groenkeur & De Vlinderstichting (2023). Add-on Kleurkeur 2023.
<https://assets.vlinderstichting.nl/docs/1e0603f4-3554-4e35-9677-f73a21dd66b2.pdf>
- Haddad, N. M., Haarstad, J., & Tilman, D. (2000). The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia*, 124, 73-84.

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.

Handke, K., Otte, A., & Donath, T. W. (2011). Alternierend spät gemähte Altgrasstreifen fördern die Wirbellosenfauna in Auenwiesen. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 43(9), 280-288.

Hautier, Y., Niklaus, P.A., & Hector, A. (2009). Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324(5927), 636-638.

He, M., Barry, K. E., Soons, M. B., Allan, E., Cappelli, S. L., Craven, D., ... & Hautier, Y. (2024). Cumulative nitrogen enrichment alters the drivers of grassland overyielding. *Communications Biology*, 7(1), 309.

Hecker, L. P., Birkhofer, K., Yang, X., Querhammer, L., Stöckmann, I., & Wätzold, F. (2022). Insektenverluste durch den Einsatz von Konditionierern bei der Behandlung von Mähgut- ökologische und ökonomische Aspekte.

Hemmann, K., Hopp, I., Paulus, H. (1987). Zum Einfluss der Mahd durch Messerbalken, Mulcher und Saugmäher auf Insekten am Straßenrand. *Natur und Landschaft*, 62, 103-106.

Henry, R. S., Johnson, W. G., & Wise, K. A. (2011). The impact of a fungicide and an insecticide on soybean growth, yield, and profitability. *Crop Protection*, 30, 1629-1634.

Hughes, A. C., Orr, M. C., Lei, F., Yang, Q., & Qiao, H. (2022). Understanding drivers of global urban bird diversity. *Global Environmental Change*, 76, 102588.

Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., & Walter, T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130, 1-8.

Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Richner, N., & Walter, T. (2010a): Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 522–527.

Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Sauter, G.J., & Walter, T. (2010b): Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology*, 134, 592–599.

Humbert, J. Y., Ghazoul, J., Richner, N., & Walter, T. (2012). Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biological Conservation*, 152, 96-101.

Ilie, D., & Cosmulescu, S. (2023). Spontaneous plant diversity in urban contexts: a review of its impact and importance. *Diversity*, 15, 277.

Isbell, F., Reich, P. B., Tilman, D., Hobbie, S. E., Polasky, S., & Binder, S. (2013). Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 11911-11916.

Jakobsson, S., Bernes, C., Bullock, J. M., Verheyen, K., & Lindborg, R. (2018). How does roadside vegetation management affect the diversity of vascular plants and invertebrates? A systematic review. *Environmental Evidence*, 7, 1-14.

Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., & Saarnio, S. (2007). Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science*, 10, 285-292.

Johansen, L., Westin, A., Wehn, S., Iuga, A., Ivascu, C. M., Kallioniemi, E., & Lennartsson, T. (2019). Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*, 18, e00619.

Katagi, T. (2013). Soil column leaching of pesticides. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 221*, 1-105.

Keeler, B. L., Hobbie, S. E., & Kellogg, L. E. (2009). Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: Implications for litter and soil organic matter decomposition. *Ecosystems*, 12, 1-15.

Klátyik, S., Simon, G., Oláh, M., Mesnage, R., Antoniou, M. N., Zaller, J. G., & Székács, A. (2023). Terrestrial ecotoxicity of glyphosate, its formulations, and co-formulants: evidence from 2010–2023. *Environmental Sciences Europe*, 35, 1-29.

Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., ... & Verhulst, J. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276, 903-909.

Köhler, B., Gigon, A., Edwards, P. J., Krüsi, B., Langenauer, R., Lüscher, A., & Ryser, P. (2005). Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7, 51-67.

Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., ... & Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13, 597-605.

Krupke, C. H., Hunt, G. J., Eitzer, B. D., Andino, G., & Given, K. (2012). Multiple routes of pesticide exposure for honey bees living near agricultural fields. *PLoS one*, 7, e29268.

La Haye, M. (1999). Maaien, beweiden en bevoeien: Wat doet het met de kleine zoogdieren? *Zoogdier*, 10, 15-18.

Lecq, S., Loisel, A., Brischoux, F., Mullin, S. J., & Bonnet, X. (2017). Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows. *Ecological Indicators*, 72, 615-626.

Lepczyk, C. A., La Sorte, F. A., Aronson, M. F., Goddard, M. A., MacGregor-Fors, I., Nilon, C. H., & Warren, P. S. (2017). Global patterns and drivers of urban bird diversity. In: *Ecology and conservation of birds in urban environments*, 13-33. Springer.

Liczner, Y. (1999). Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). *RANA Sonderheft*, 3, 67-79.

Locke, D., Landivar, J. A., & Moseley, D. (1995). The effects of rate and timing of glyphosate applications on defoliation efficiency, regrowth inhibition, lint yield, fiber quality and seed quality. *Agricultural and Food Sciences*.

Luscier, J. D., & Thompson, W. L. (2009). Short-Term responses of breeding birds of grassland and early successional habitat to timing of haying in northwestern Arkansas. *The Condor*, 111, 538-544.

Marshall, E. J., & Moonen, A. C. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, 5-21.

- Marshall, E. J. P., & Mooney, A. C. (2005). Field margins in northern Europe: Integrating agricultural, environmental and biodiversity functions. *Top. Can. Weed Sci*, 1, 39-67.
- Natur+Text (2022). *Monitoring des Insectenschutzkonzeptes – Faunistische Untersuchungen Zwischenbericht 2022 (nur Isolationsquadrat)*. Projektnummer: 21-021G, Rangsdorf.
- Nijssen, M., Alders, K., van der Smitten, N., & Esselink, H. (2001). Effects of grass-encroachment and grazing management on carabid assemblages of dry dune grasslands. *Proceedings of Experimental and Applied Entomology, NEV, Amsterdam*, 12, 113-120.
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P., & Sýkora, K. V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation*, 142, 2097-2103.
- Noordijk, J., Schaffers, A.P., Heijerman, T., Boer, P., Gleichman, M., & Sýkora, K.V. (2010). Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecological Engineering*, 36, 740–750.
- Norton, B. A., Evans, K. L., & Warren, P. H. (2016). Urban biodiversity and landscape ecology: patterns, processes and planning. *Current Landscape Ecology Reports*, 1, 178-192.
- Oppermann, R., & Claßen, A. (1998). *Naturverträgliche Mähtechnik—Moderne Mähgeräte im vergleich*. NABU Naturschutzbund Deutschland, Stuttgart.
- Ottens, H. J., Wiersma, P., Hoenders, T., & Franken, F. (2023). Broedvogels en watergangenbeheer. *GKA-Rapport 2023-09*. Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels. Zuidlaren.
- Ouédraogo, D. Y., Villemey, A., Vanpeene, S., Coulon, A., Azambourg, V., Hulard, M., ... & Sordello, R. (2020). Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for vertebrates in temperate ecosystems? A systematic review. *Environmental Evidence*, 9, 1-34.
- Parr, T. W., & Way, J. M. (1988). Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology*, 1073-1087.
- Pedley, S. M., & Dolman, P. M. (2020). Arthropod traits and assemblages differ between core patches, transient stepping-stones and landscape corridors. *Landscape Ecology*, 35, 937-952.
- Perlut, N. G. (2007). *Effects of hayfield management on grassland songbirds*. Graduate College Dissertations and Theses, University of Vermont.
- Petit, A. N., Fontaine, F., Clement, C., & Vaillant-Gaveau, N. (2008). Photosynthesis limitations of grapevine after treatment with the fungicide fludioxonil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56, 6761-6767.
- Piseddu, F., Bellocchi, G., & Picon-Cochard, C. (2021). Mowing and warming effects on grassland species richness and harvested biomass: Meta-analyses. *Agronomy for Sustainable Development*, 41, 74.
- Philpott, S. M., Cotton, J., Bichier, P., Friedrich, R. L., Moorhead, L. C., Uno, S., & Valdez, M. (2014). Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems*, 17, 513-532.

- Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. (2005). Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy research*, 3(2), 153-164.
- Poulin, B., & Lefebvre, G. T. (2002). Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1567-1581.
- Poulin, B., Lefebvre, G., Allard, S., & Mathevet, R. (2009). Reed harvest and summer drawdown enhance bittern habitat in the Camargue. *Biological Conservation*, 142(3), 689-695.
- Richner, N., Thiel-Egenter, C., Nienhuis, C., & Schnyder, J. (2019). Einfluss verschiedener Unterhaltungsmethoden an Böschungen auf Fauna und Flora. Zürich: Schweizerischer Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute (VSS).
- RIVM (n.d.). Stikstofdepositie. Geraadpleegd op 17 december 2024.
<https://www.rivm.nl/stikstof/wat-is-stikstof/stikstofdepositie>
- Robinson, R. A., & Sutherland, W. J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of applied Ecology*, 39(1), 157-176.
- Saladin, G., Magne, C., & Clement, C. (2003). Effects of fludioxonil and pyrimethanil, two fungicides used against *Botrytis cinerea*, on carbohydrate physiology in *Vitis vinifera* L. *Pest Management Science*, 59, 1083-1092.
- Sánchez-Bayo, F. (2011). Impacts of agricultural pesticides on terrestrial ecosystems. *Ecological impacts of toxic chemicals*, 2011, 63-87.
- Sánchez-Bayo, F. (2021). Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. *Toxics*, 9, 177.
- Sattler, T., Obrist, M. K., Duelli, P., & Moretti, M. (2011). Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landscape and Urban Planning*, 103, 347-361.
- Saumure, R. A., Herman, T. B., & Titman, R. D. (2007). Effects of haying and agricultural practices on a declining species: The North American wood turtle, *Glyptemys insculpta*. *Biological Conservation*, 135(4), 565-575.
- Schaffers, A. P., Vesseur, M. C., & Sýkora, K. V. (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities'. *Journal of Applied Ecology*, 35, 349-64.
- Schoof, N., Luick, R., Zehm, A., Morhard, J., Nickel, H., Renk, J., Schaefer, L., & Fartmann, T. (2024). *Naturverträgliche Mahd von Grünland und Pflege von Straßenbegleitgrün – Technik, Verfahren, Auswirkungen und Empfehlungen für die Praxis*. Naturschutz-Praxis Landschaftspflege 4, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Karlsruhe, 84 S.
- Schreven, S. J. J. (2024). De erfenis van een vlieg: de bewoners van rietsigaargallen in De Bruuk. *Entomologische Berichten* 84(6): 223-230.
- Scotton, M., & Ziliotto, U. (2024). Long-term patterns of grassland vegetation and species richness in a full-factorial NPK fertilization experiment. *Science of The Total Environment*, 906, 167555.
- Singh, A. K., Singh, H., & Singh, J. S. (2018). Plant diversity in cities. *Current Science*, 115, 428-435.

- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O., & Gowing, D. J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303, 1876-1879.
- Stip, A., & Dijkhuis, E. (2021). *Monitoring van insecten en vegetatie in Spaarnwoude*. Rapport VS2020.052, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Stip, A. & Dijkhuis, E. (2022). *Monitoring effecten sinusbeheer op dagvlinders en flora van de Hondsbossche zeeuwering 2022*. Rapport VS2022.036, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Stip, A., & Wallis de Vries, M. F. (2024). *Effecten van sinusbeheer op de biodiversiteit van Brabantse beekdalgraslanden: resultaten van zes jaar praktijkervaring*. Rapport VS2024.003, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Storkey, J., Macdonald, A. J., Poulton, P. R., Scott, T., Köhler, I. H., Schnyder, H., ... & Crawley, M. J. (2015). Grassland biodiversity bounces back from long-term nitrogen addition. *Nature*, 528(7582), 401-404.
- Storkey, J. & Westbury, D. B. (2007). Mini-Review. Managing arable weeds for biodiversity. *Pest Management Science*, 63, 517-523.
- Sun, S., Sidhu, V., Rong, Y., & Zheng, Y. (2018). Pesticide pollution in agricultural soils and sustainable remediation methods: a review. *Current Pollution Reports*, 4, 240-250.
- Swartjes, F. A., & Van der Aa, M. (2020). Measures to reduce pesticides leaching into groundwater-based drinking water resources: An appeal to national and local governments, water boards and farmers. *Science of the Total Environment*, 699, 134186.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2018). Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 27, 2451-2475.
- Tyler, G. A., Green, R. E., & Casey, C. (1998). Survival and behaviour of corncrake *Crex crex* chicks during the mowing of agricultural grassland. *Bird Study*, 45, 35-50.
- Untiedt, R., & Blanke, M. M. (2004). Effects of fungicide and insecticide mixtures on apple tree canopy photosynthesis, dark respiration and carbon economy. *Crop Protection*, 23, 1001-1006.
- Valkama, E., Lyytinen, S., & Koricheva, J. (2008). The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation*, 141, 364-374.
- Valtonen, A. K. S. J. J., Saarinen, K., & Jantunen, J. (2006). Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29, 133-148.
- Van de Haterd, R. J. W., Van den Hengel, B., & Keizer, P. J. (2009). Lange termijn effecten van maaibeheer in wegbermen. *De Levende Natuur*, 110, 88-94.
- Van der Reest, P. J. (1989). *Kleine zoogdieren in wegbermen*. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming (VZZ).
- Van der Zee, F. F. (1992). *Botanische samenstelling, oecologie en erosiebestendigheid van rivierdijkvegetaties*. Wageningen UR-vakgroep vegetatiekunde.

- van Eekeren, N., Jongejans, E., van Agtmaal, M., Guo, Y., van der Velden, M., Versteeg, C., & Siepel, H. (2022). Microarthropod communities and their ecosystem services restore when permanent grassland with mowing or low-intensity grazing is installed. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 323, 107682.
- Van 't Hoff, J. (2011). *De invloed van de frequentie van rietmaaien op broedvogels in Sloten*. Wierde & Dijk.
- Strien, A.J. van, van Swaay, C.A.M, van Strien-van Liempt, W.T.F.H., Poot, M.J.M. WallisDeVries, M.F. (2019). Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biological Conservation* 234, 116-124.
- Velázquez, J., Gülçin, D., Vogt, P., Rincón, V., Hernando, A., Gutiérrez, J., ... & Çiçek, K. (2022). Planning restoration of connectivity and design of corridors for biodiversity conservation. *Forests*, 13(12), 2132.
- Vogels, J. J., Van de Waal, D. B., Wallis De Vries, M. F., Van den Burg, A. B., Nijssen, M., Bobbink, R., ... & Siepel, H. (2023). Towards a mechanistic understanding of the impacts of nitrogen deposition on producer–consumer interactions. *Biological Reviews*, 98, 1712-1731.
- Vogels, J. J., Verberk, W. C. E. P., Kuper, J. T., Weijters, M. J., Verbaarschot, E., Lamers, L. P. M., & Siepel, H. (2024). Nitrogen deposition and heathland management cause multi-element stoichiometric mismatches, reducing insect fitness. *Functional Ecology*, 48, 2537-2552.
- Voorhees, L. D., & Cassel, J. F. (1980). Highway right-of-way: Mowing versus succession as related to duck nesting. *The Journal of Wildlife Management*, 44, 155.
- Wahlman, H., & Milberg, P. (2002). Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. In *Annales Botanici Fennici* (pp. 159-166). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Wallis de Vries, M. F. (1998). Effecten van het maai-zuigstelsysteem op de overleving van rupen in wegbermen. *Rapport nr. VS 98.14, De Vlinderstichting, Wageningen*.
- Wallis de Vries, M. F., & Knotters, J. C. (2000). Effecten van gefaseerd maai-beheer op de ongewervelde fauna van graslanden. *De Levende Natuur*, 101, 37-41.
- Weiner, C. N., Werner, M., Linsenmair, K. E., & Blüthgen, N. (2011). Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. *Basic and Applied Ecology*, 12, 292-299.
- Weisser, W. W., Roscher, C., Meyer, S. T., Ebeling, A., Luo, G., Allan, E., ... & Eisenhauer, N. (2017). Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and applied ecology*, 23, 1-73.
- Wilson, M. C., Chen, X. Y., Corlett, R. T., Didham, R. K., Ding, P., Holt, R. D., ... & Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31, 219-227.
- Xia, X. J., Huang, Y. Y., Wang, L., Huang, L. F., Yu, Y. L., Zhou, Y. H., & Yu, J. Q. (2006). Pesticides-induced depression of photosynthesis was alleviated by 24-epibrassinolide pretreatment in *Cucumis sativus* L. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 86, 42-48.

Yang, S., Zhang, Y., Wu, W., Feng, X., Niu, D., & Ma, Z. (2021). Birds and their habitat conditions in reed marshes with different cutting intervals at Chongming Dongtan along China's coasts. *Global Ecology and Conservation*, 26, e01499.

Zaller, J. G., Kruse-Plaß, M., Schlechtriemen, U., Gruber, E., Peer, M., Nadeem, I., ... & Landler, L. (2022). Pesticides in ambient air, influenced by surrounding land use and weather, pose a potential threat to biodiversity and humans. *Science of the Total Environment*, 838, 156012.

Ziter, C. (2016). The biodiversity–ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos*, 125, 761-768.

Zivan, O., Bohbot-Raviv, Y., & Dubowski, Y. (2017). Primary and secondary pesticide drift profiles from a peach orchard. *Chemosphere*, 177, 303-310.

Bijlage 1: Zoektermen

Hier is per hoofdstuk (die de informatie over de vraagstelling beschrijven) een overzicht opgenomen van de zoektermen die zijn gebruikt bij het zoeken naar literatuur. Er is gezocht op websites scholar.google.nl, natuurfkennis.nl en natuurtijdschriften.nl, de Hydrotheek van STOWA en in de interne bibliotheek van De Vlinderstichting.

Zoektermen Hoofdstuk 3

Voor hoofdstuk 3 is zowel naar literatuur in het Engels, Nederlands, Frans als Duits gezocht.

Afzonderlijk en in combinatie met een van: biodiversity, diversity, (small) mammals, amphibians, reptiles, birds, species richness

Mowing

Mowing regime

Mowing strategies

Mowing practices

Mowing frequency

Mowing date

Flail mower

Rotary (disc) mower

Cutter bar

(Land) Management strategies (species) diversity

Management regimes (species) diversity

Roadside vegetation management

Cutting strategies

Cutting regimes

Rights-of-way (ROW) mowing

Roadside mowing

Road verges

(grassland) waterways

Study mowing insects

Gestion du fauchage insectes

Fauchage insectes

Fréquence de fauchage insectes

Fréquence de fauchage insectes bords de l'eau

Fréquence de fauche insectes bords de l'eau

Flailing insects

Flailing impact

Flailing impact hay

Flailing invertebrates

Klepelen insecten

Naturverträgliche mähd

Dreschflegel mähen

Schlegel mähd

Naturverträgliches mähen

Schlegel mähen

Shlegel mähen wasserfront

Shlegel mähen strassenrand

Mähtechnik insekten

Mähd* schlegel

Mähd* dreschflegel

Schlegelmähen schreddern

Vergleich verschiedener mähverfahren

Flail mowing
Flail mowing impact
Maaibeheer in wegbermen
Fauchage bordure route
Technique de fauchage
Technique fauchage invertébrés
Lepidoptera fauchage
Tonte progressive
Gestion de la tonte et des invertébrés
Effects faune fauchage
Insects flushing bars mortality
Importance of roadsides for biodiversity
Importance of watersides for biodiversity
Effects faune fochage
Mowing raking insects mortality
Gestion des accotements de route
Maaien
Maaibeheer

Zoektermen Hoofdstuk 4

Hieronder zijn de zoektermen weergegeven per subvraag van hoofdstuk 4.

Zoektermen maaimethode en stikstof

Grassland nitrogen effects
Grassland nitrogen long term effects
Nutrients grasslands
Nitrogen deposition effects
Nitrogen deposition effects (grassland) long term
Nitrogen deposition effects (grassland) insects
Nitrogen deposition effects (grassland) soil
Stikstofdepositie Nederland
Landgebruik Nederland

Zoektermen maaimethode en gifstof

Pesticides & Field margins
Pesticides & Natural grasslands
Pesticides & Grassland
Impact & Pesticides & Biodiversity
Impact & Pesticides & Nature
Impact & Mowing regime & Pesticides
Impact & Mowing & Pesticides
Impact & Cutting regime & Pesticides
Impact & Cutting & Pesticides
Pesticide & Leaching
Pesticide & Pollution
Pesticide & Drift
Pesticide & Flora & Impact
Toxin & Field margins
Toxin & Grassland
Toxin & mowing regime
Impact & Toxin & Mowing regime
Impact & Toxin & Mowing

Zoektermen maaimethode en landinrichting

land use intensity mowing
biodiversity refuge area
waterway slope corridor biodiversity
linear corridors intensive landscape biodiversity
biodiversity urban area
urban biodiversity arthropods
urban bird diversity
biodiversity agricultural landscape
arable land biodiversity
Biodiversity natural habitat

